



**Joana da Fonseca
Valente**

**Modelação da qualidade do ar e da saúde humana:
da mesoescala à dose**



**Joana da Fonseca
Valente**

**Modelação da qualidade do ar e da saúde humana:
da mesoescala à dose**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente, realizada sob a orientação científica do Doutora Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda, Professora Associada com Agregação do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Apoio da Fundação Calouste
Gulbenkian no âmbito do projecto
SaudAr.

Apoio financeiro da FCT no âmbito dos
Projectos de Investigação INSPIRAR
(PTDC/AAC-AMB/103895/2008) e
FUMEXP (PTDC/AMB/66707/2006).

Apoio Financeiro da Fundação da
Ciência e Tecnologia e do Fundo Social
Europeu no âmbito do III Quadro
Comunitário de Apoio pela bolsa de
Doutoramento ref^a
SFRH/BD/22687/2005.

texto Dedico este trabalho à minha esposa e filho pelo incansável apoio.

(opcional)

o júri

presidente

Prof. Doutor José Rodrigues Ferreira da Rocha
professor catedrático da Universidade de Aveiro

Prof. Doutor Carlos Alberto Diogo Soares Borrego
professor catedrático da Universidade de Aveiro

Prof.^a Doutora Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda
professora associada com agregação da Universidade de Aveiro

Prof. Doutor Nelson Augusto Cruz de Azevedo Barros
professor associado da Faculdade de Ciência e Tecnologia da Universidade Fernando Pessoa

Prof.^a Doutora Maria da Conceição Machado Alvim-Ferraz
professora auxiliar com agregação da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

Prof. Doutor Nuno Manuel Barreiros Neuparth
professor auxiliar da Faculdade de Ciências Médicas da Universidade Nova de Lisboa

Prof.^a Doutora Myriam Alexandra dos Santos Batalha Dias Nunes Lopes
professora auxiliar da Universidade de Aveiro

agradecimentos

O trabalho que se apresenta neste documento é parte de um caminho que percorri acompanhada por muitos. A todos o meu sincero obrigada.

À Professora Ana Isabel, pela orientação, neste documento, e em todo o meu percurso no GEMAC.

Ao Professor Carlos Borrego, pela sábia dedicação com que gere e orienta o GEMAC.

A todos os presentes e passados gemaquianos sem excepção, pela alegria, boa disposição e amizade. Pela sua particular disponibilidade para a ajuda na modelação, à Anabela e à Helena. Por tornarem os meus dias mais sorridentes, à Margarida, ao Pedro Santos e ao Jorge.

A todos os que participaram nas campanhas SaudAr, em particular ao João Santos, ao Pedro Santos, à Cristina, ao Pedro Martins e à Iolanda, pela companhia e pela partilha dos seus conhecimentos. A todos que no Instituto Politécnico de Viseu e no Instituto de Meteorologia deram um pouco do seu tempo para tornar estas campanhas possíveis.

Aos que me acompanham neste caminho desde sempre, Inês, pais e avós, porque o que sou devo-o a eles.

Ao João por tudo.

palavras-chave

qualidade do ar, saúde, exposição, dose inalada, modelação, crianças, asma.

resumo

O actual, e crescente, padrão de consumo tem repercussões no ambiente que, inevitavelmente, se reflectem na saúde humana. A poluição atmosférica assume-se, na Europa, como um problema ambiental premente, por ter um elevado impacte na saúde dos cidadãos. Entre estes, há grupos particularmente vulneráveis, como os idosos, os doentes crónicos e as crianças. Vários estudos colocam em evidência a sensibilidade dos doentes asmáticos, em particular das crianças, à poluição atmosférica. No entanto, permanece por esclarecer o facto de a poluição atmosférica poder causar o aumento da prevalência desta doença, assim como a identificação dos principais poluentes atmosféricos responsáveis e os níveis de exposição seguros.

O objectivo desta tese consiste no estudo da relação entre a poluição atmosférica e a saúde, contribuindo para o conhecimento nesta temática através do desenvolvimento de uma ferramenta e da sua aplicação a um caso de estudo concreto. Neste caso de estudo analisou-se a relação entre vários poluentes atmosféricos e o agravamento da sintomatologia em crianças asmáticas. Neste âmbito, foi desenvolvido o modelo doseAr, que possibilita o cálculo da exposição e da dose inalada, ao nível individual, de poluentes atmosféricos.

Os resultados da aplicação do doseAr permitem a identificação dos microambientes onde a contribuição para a exposição e dose inalada de poluentes é mais relevante. Os microambientes interiores, em particular aqueles onde é desenvolvida actividade física exigente, são identificados como especialmente importantes. A relação entre a exposição e a dose inalada é claramente associada ao agravamento da asma nestas crianças, apesar dos níveis de poluição identificados serem baixos, face aos padrões de qualidade do ar existentes.

Keywords

air quality, health, exposure, inhaled dose, modelling, children, asthma.

Abstract

The current and growing pattern of consumption has an impact on the environment, which, inevitably, is reflected in human health. Air pollution is assumed in Europe, as a crucial problem, since it has a major impact on the health of citizens. Among them, there are particularly vulnerable groups such as the elderly, the chronically ill and the children. Several studies stress the sensitivity of asthmatic patients to air pollution, particularly children. However, it remains unclear if air pollution can cause the increased prevalence of this disease, as well as the identification of responsible pollutants, and safe exposure levels.

The aim of this thesis is to study the relationship between air pollution and health, contributing to the knowledge in this subject, through the development of a tool and its application to a specific case study. In this case study, the relationship between various air pollutants and worsening of symptoms in asthmatic children has been examined. In this context, the doseAr model was developed, allowing the estimation of the individual exposure and inhaled dose of air pollutants.

The application of doseAr allows the identification of the microenvironments where the contribution to the exposure and inhaled dose of pollutants is crucial. In this context, the indoor microenvironments, particularly those where high levels of physical activity are developed, are identified as particularly important. The relationship between exposure and inhaled dose of air pollutants is clearly associated with worsening of asthma in these children, despite the identified pollution levels are low, compared to the existing air quality standards.

Índice

| | |
|---|-------------|
| LISTA DE FIGURAS | V |
| LISTA DE QUADROS | IX |
| ABREVIATURAS E SÍMBOLOS QUÍMICOS | XIII |
| | |
| 1 INTRODUÇÃO | 3 |
| | |
| 2 A QUALIDADE DO AR E A SAÚDE | 11 |
| | |
| 2.1 DA EMISSÃO AO EFEITO: INDICADORES DE POLUIÇÃO | 12 |
| 2.1.1 ESTIMATIVA DIRECTA | 14 |
| 2.1.2 ESTIMATIVA INDIRECTA | 15 |
| 2.2 MODELAÇÃO DA QUALIDADE DO AR E EXPOSIÇÃO | 16 |
| 2.3 POLUENTES, SUAS FONTES E EFEITOS | 19 |
| 2.3.1 POLUENTES GASOSOS | 21 |
| 2.3.2 POLUENTES PARTICULADOS | 26 |
| 2.4 QUALIDADE DO AR E DOENÇA ASMÁTICA NAS CRIANÇAS | 28 |
| 2.4.1 ESTUDOS DE LONGO PRAZO | 30 |
| 2.4.2 ESTUDOS DE CURTO PRAZO | 31 |
| 2.5 QUADRO LEGISLATIVO | 32 |
| 2.5.1 ESTRATÉGIA EUROPEIA | 33 |
| 2.5.2 LEGISLAÇÃO COMUNITÁRIA E NACIONAL | 39 |
| 2.5.3 VALORES LEGISLADOS E VALORES RECOMENDADOS | 43 |
| 2.6 SÍNTESE | 46 |
| | |
| 3 SELECÇÃO E APRESENTAÇÃO DO CASO DE ESTUDO | 49 |
| | |
| 3.1 SELECÇÃO DA ÁREA GEOGRÁFICA A ESTUDAR | 49 |
| 3.1.1 INDICADORES DEMOGRÁFICOS | 54 |
| 3.1.2 INDICADORES ECONÓMICOS | 56 |
| 3.1.3 INDICADORES DE SAÚDE | 57 |
| 3.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA GEOGRÁFICA ESCOLHIDA | 58 |
| 3.3 SELECÇÃO DAS ESCOLAS E CRIANÇAS ENVOLVIDAS NO ESTUDO | 62 |
| 3.4 SÍNTESE | 64 |

| | | |
|------------|--|------------|
| 4 | CAMPANHAS EXPERIMENTAIS | 67 |
| 4.1 | METEOROLOGIA | 68 |
| 4.1.1 | PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL | 68 |
| 4.1.2 | RESULTADOS | 69 |
| 4.2 | TRÁFEGO | 72 |
| 4.2.1 | PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL | 72 |
| 4.2.2 | RESULTADOS | 73 |
| 4.3 | QUALIDADE DO AR | 74 |
| 4.3.1 | PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL | 74 |
| 4.3.2 | RESULTADOS | 81 |
| 4.4 | SAÚDE | 104 |
| 4.4.1 | QUESTIONÁRIO PADRONIZADO | 105 |
| 4.4.2 | TESTES CUTÂNEOS <i>PRICK</i> | 105 |
| 4.4.3 | COLHEITA DO CONDENSADO BRÔNQUICO | 106 |
| 4.4.4 | MEDIÇÃO DO PH NO CONDENSADO BRÔNQUICO | 106 |
| 4.4.5 | MEDIÇÃO DE ÓXIDO NÍTRICO NO AR EXALADO | 107 |
| 4.4.6 | ESPIROMETRIA | 107 |
| 4.4.7 | MONITORIZAÇÃO DO <i>PEAK EXPIRATORY FLOW</i> | 109 |
| 4.4.8 | COTININA URINÁRIA | 110 |
| 4.5 | SÍNTESE | 110 |
| 5 | EXPOSIÇÃO E DOSE: O DESENVOLVIMENTO DO MODELO | 113 |
| 5.1 | MODELAÇÃO ATMOSFÉRICA | 114 |
| 5.1.1 | MODELAÇÃO METEOROLÓGICA | 115 |
| 5.1.2 | MODELAÇÃO DA QUALIDADE DO AR | 118 |
| 5.2 | MODELAÇÃO DA EXPOSIÇÃO E DOSE INALADA | 121 |
| 5.3 | SÍNTESE | 125 |
| 6 | EXPOSIÇÃO E DOSE: O CASO DE ESTUDO | 129 |
| 6.1 | MODELAÇÃO ATMOSFÉRICA | 129 |
| 6.1.1 | CONFIGURAÇÃO DO SISTEMA DE MODELAÇÃO METEOROLÓGICA | 129 |
| 6.1.2 | AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE MODELAÇÃO METEOROLÓGICA | 133 |
| 6.1.3 | CONFIGURAÇÃO DO SISTEMA DE MODELAÇÃO DA QUALIDADE DO AR | 145 |
| 6.1.4 | AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE MODELAÇÃO DA QUALIDADE DO AR | 146 |
| 6.2 | CÁLCULO DA EXPOSIÇÃO E DOSE INALADA | 149 |
| 6.2.1 | O PERFIL ACTIVIDADE/TEMPO | 151 |
| 6.2.2 | A EXPOSIÇÃO INTEGRAL | 152 |
| 6.2.3 | A DOSE INALADA | 155 |
| 6.2.4 | A CONTRIBUIÇÃO DOS DIFERENTES MICROAMBIENTES PARA A EXPOSIÇÃO E DOSE INALADA | 157 |
| 6.3 | SÍNTESE | 163 |

| | | |
|------------|---|------------|
| 7 | A POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA AGRAVA A ASMA NAS CRIANÇAS? | 167 |
| 7.1 | ANÁLISE ESTATÍSTICA | 167 |
| 7.1.1 | ASSOCIAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS MÉDICAS E AMBIENTAIS | 171 |
| 7.1.2 | CONSTRUÇÃO DE INDICADORES MÉDICOS E AMBIENTAIS | 176 |
| 7.1.3 | ASSOCIAÇÃO ENTRE INDICADORES MÉDICOS E AMBIENTAIS E VARIÁVEIS DE CARACTERIZAÇÃO | 182 |
| 7.1.4 | MODELOS EXPLICATIVOS DOS INDICADORES MÉDICOS | 188 |
| 7.1.5 | GRUPOS DE INDIVÍDUOS | 194 |
| 7.2 | SÍNTESE | 197 |
| 8 | CONCLUSÕES | 201 |
| | REFERÊNCIAS | 207 |
| | ANEXOS | 223 |
| | ANEXO A. DADOS POPULACIONAIS | 225 |
| | ANEXO B. QUESTIONÁRIO ISAAC | 227 |
| | ANEXO C. METEOROLOGIA | 245 |
| | ANEXO D. QUALIDADE DO AR | 247 |
| | ANEXO E. RECOMENDAÇÕES E RELATÓRIOS | 249 |
| | ANEXO F. MODELAÇÃO METEOROLÓGICA | 255 |
| | ANEXO G. MODELAÇÃO DA QUALIDADE DO AR | 259 |
| | ANEXO H. TRATAMENTO ESTATÍSTICO | 261 |

Lista de Figuras

| | |
|--|----|
| Figura 1. Percentagem de doenças com causa atribuída ao ambiente com base em estimativas do ano 2002 [OMS, 2010b]. | 4 |
| Figura 2. Representação esquemática da metodologia utilizada neste trabalho. | 7 |
| Figura 3. Cadeia de eventos entre a emissão de poluentes e o seu efeito na saúde. | 11 |
| Figura 4. Representação gráfica dos conceitos: contacto, exposição integrada e exposição média (adaptado de Monn [2001]). | 13 |
| Figura 5. Representação esquemática dos conceitos: exposição, dose inalada, dose interna e dose biologicamente efectiva (adaptado de USEPA [1992]). | 13 |
| Figura 6. Esquema representativo de um modelo euleriano (a) e lagrangiano (b). | 17 |
| Figura 7. Arquitectura de um sistema de modelação atmosférica [Roth & Reynolds, 2003]. | 18 |
| Figura 8. Diagrama esquemático de um sistema de modelação da exposição (adaptado de Ferreira [2007]). | 19 |
| Figura 9. Diagrama esquemático com a origem das concentrações de ozono na troposfera no hemisfério Norte. Adaptado de OMS [2006]. | 23 |
| Figura 10. Legislação nacional e europeia relativa à qualidade do ar. | 40 |
| Figura 11. Directivas europeias que incluem vertentes da qualidade do ar interior. | 42 |
| Figura 12. Distribuição e quantificação das emissões antropogénicas ($\text{ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) para PM10, NOx, SOx e CO, para o ano de 2003 em Portugal Continental. | 50 |
| Figura 13. Resultados da modelação relativo ao O ₃ , para a 26 ^a máxima média móvel octo-horária diária (a) e AOT40 (b), para o ano de 2004 [Monteiro <i>et al.</i> , 2005]. | 52 |
| Figura 14. Resultados da modelação de PM10 para a 35 ^a máxima média diária (a) e média anual (b), para o ano de 2004 [Monteiro <i>et al.</i> , 2007]. | 52 |
| Figura 15. Mapa com a localização dos 8 concelhos escolhidos para avaliação. | 53 |
| Figura 16. População dos 0 os 14 anos e população total residente em cada um dos concelhos seleccionados, para os anos de 1991 e 2001, assim como as respectivas taxas de variação [INE, 1996;2001]. | 54 |
| Figura 17. Evolução da população no concelho de Viseu 1991-2001 [INE, 1996;2001]. | 59 |
| Figura 18. Localização das escolas seleccionadas. | 63 |
| Figura 19. Localização das estações meteorológicas usadas no estudo. | 68 |

| | |
|--|-----|
| Figura 20. Rosas-dos-ventos relativas aos períodos das campanhas experimentais. Dados meteorológicos provenientes da estação meteorológica de Viseu..... | 70 |
| Figura 21. Mapa com a localização das contagens de tráfego em Viseu..... | 72 |
| Figura 22. Variação média percentual de tráfego nas vias de comunicação monitorizadas nos meses de Janeiro e Fevereiro de 2006 (INV 06) e Junho de 2006 (VER 06). | 73 |
| Figura 23. Mapa com a localização dos laboratórios moveis utilizados nas campanhas experimentais. | 75 |
| Figura 24. Fotografia do exterior (a) e interior (b) do LMI..... | 75 |
| Figura 25. Equipamentos usados para a amostragem para determinação gravimétrica de PM10 e PM2,5: a) amostradores de elevado caudal; b) amostradores de baixo caudal; c) bomba de amostragem pessoal. | 77 |
| Figura 26. Fotografia dos abrigos (a) e de amostradores passivos de O ₃ e NO ₂ (b) utilizados nas campanhas experimentais. | 78 |
| Figura 27. Mapa com a localização dos pontos exteriores de medição..... | 79 |
| Figura 28. Fotografia dos difusores passivos de BTEX e formaldeído utilizados nas campanhas experimentais. Aspecto da colocação no exterior (a) e no interior (b)..... | 79 |
| Figura 29. Mapa com a localização das habitações das crianças participantes no estudo. As habitações estão localizadas com o símbolo | 80 |
| Figura 30. Variação média bi-horária da concentração de PM10 medida nos LM nas 4 campanhas experimentais. A linha a vermelho indica a média de todas as medições realizadas. De notar que os gráficos não estão todos construídos com a mesma escala. | 82 |
| Figura 31. Concentração horária de NO, NO ₂ e octo-horária de O ₃ no LMI nas campanhas experimentais..... | 84 |
| Figura 32. Variação da concentração de CO ₂ e de PM5 (mg.m ⁻³ , médias de 15 minutos) no interior de uma sala de aulas na EUI..... | 90 |
| Figura 33. Média semanal das concentrações de benzeno (µg.m ⁻³) no interior e exterior das escolas. | 92 |
| Figura 34. Média semanal das concentrações de tolueno (µg.m ⁻³) no interior e exterior das escolas. | 93 |
| Figura 35. Média semanal das concentrações de etilbenzeno (µg.m ⁻³) no interior e exterior das escolas..... | 94 |
| Figura 36. Média semanal das concentrações de xileno (µg.m ⁻³) no interior e exterior das escolas. | 95 |
| Figura 37. Média semanal das concentrações de formaldeído (µg.m ⁻³) no interior e exterior das escolas..... | 96 |
| Figura 38. Concentrações (µg.m ⁻³) de O ₃ no interior e exterior das escolas (média semanal). Não são apresentados valores de O ₃ para o interior das escolas pois estiveram abaixo do limite de detecção. | 99 |
| Figura 39. Concentrações (µg.m ⁻³) de NO ₂ no interior e exterior das escolas (média semanal). No Inverno de 2007 os valores de NO ₂ estiveram abaixo do limite de detecção..... | 100 |
| Figura 40. Valores mínimos, de percentil 25, 75 e máximos da concentração (µg.m ⁻³) de BTEX, formaldeído e NO ₂ (médias semanais). A linha a preto assinala o valor médio de todas as concentrações medidas. O símbolo * representa os valores extremos. | 102 |
| Figura 41. Fotografia de antebraço de criança alérgica após os testes cutâneos..... | 105 |
| Figura 42. Dispositivo <i>Rtube</i> para recolha do condensado brônquico e fotografia de criança a realizar a colheita..... | 106 |
| Figura 43. Criança a realizar a medição do óxido nítrico no ar exalado..... | 107 |

| | |
|--|-----|
| Figura 44. Criança a realizar prova de espirometria..... | 108 |
| Figura 45. Fotografia do equipamento usado para a medição do PEF. | 109 |
| Figura 46. Fluxograma de identificação das variáveis de entrada e de saída do modelo doseAr..... | 113 |
| Figura 47. Esquema do sistema de modelos utilizado no âmbito deste estudo. | 115 |
| Figura 48. Esquema do modelo meteorológico MM5 com identificação das duas configurações utilizadas no decorrer deste trabalho..... | 117 |
| Figura 49. Representação esquemática do modelo de qualidade do ar CHIMERE..... | 119 |
| Figura 50. Representação esquemática do modelo doseAr..... | 122 |
| Figura 51. Representação dos domínios de simulação do modelo MM5. | 130 |
| Figura 52. Comparação entre o uso de solo a) USGS 24 e o uso do solo b) CLC 24, para o domínio 4 (58 km x 58 km)..... | 132 |
| Figura 53. Séries temporais relativas à temperatura (a), intensidade do vento (b), componente u (c) e v (d) do vento, para as diferentes configurações do modelo, para o domínio D4 e para o período de Janeiro de 2006. | 136 |
| Figura 54. Diagramas de Taylor relativos à validação da temperatura (a), intensidade do vento (b), componente u (c) e v (d) do vento, para as diferentes simulações realizadas para o D4 para o período de Janeiro de 2006. | 139 |
| Figura 55. Diagramas de Taylor relativos à validação da temperatura (a), intensidade do vento (b), componente u (c) e v (d) do vento, para as diferentes simulações realizadas para o D4 para o período de Verão de 2006..... | 140 |
| Figura 56. Diagramas de Taylor relativos à validação da temperatura (a), intensidade do vento (b), componente u (c) e v (d) do vento para as diferentes simulações realizadas para o D4 e para o período de Inverno de 2007. | 143 |
| Figura 57. Diagramas de Taylor relativos à validação da temperatura (a), intensidade do vento (b), componente u (c) e v (d) do vento para as diferentes simulações realizadas e para o D4 para o período de Verão de 2007..... | 144 |
| Figura 58. Domínios de simulação utilizados com o modelo químico de transporte CHIMERE..... | 145 |
| Figura 59. Perfis actividade/tempo típicos para o horário escolar da manhã (a) e da tarde (b). Só os cinco MA mais representativos estão representados..... | 151 |
| Figura 60. Valores mínimos, de percentil 25, 75 e máximos da exposição ($\mu\text{g.m}^{-3}.\text{semana}$), calculados para cada uma das campanhas. O símbolo * identifica os valores extremos..... | 154 |
| Figura 61. Valores mínimos, de percentil 25, 75 e máximos da dose inalada ($\mu\text{g.min}^{-1}.\text{semana}$), calculados para cada uma das campanhas. O símbolo * identifica os valores extremos. | 156 |
| Figura 62. Factor ET e DT para as PM10 (a) O (b) e NO ₂ . (c) A linha a tracejado cinza indica o valor de ET= 1, enquanto a linha a tracejado grená indica o valor de DT=1. A preto estão as barras de erro que indicam os valores máximos e mínimos obtidos para cada factor. | 159 |
| Figura 63. Factor ET e DT para o benzeno. A linha a tracejado cinza indica o valor de ET= 1, enquanto a linha a tracejado grená indica o valor de DT=1. A preto estão as barras de erro que indicam os valores máximos e mínimos obtidos para cada factor. | 161 |
| Figura 64. Factor ET e DT para o etilbenzeno. A linha a tracejado cinza indica o valor de ET= 1, enquanto a linha a tracejado grená indica o valor de DT=1. A preto estão as barras de erro que indicam os valores máximos e mínimos obtidos para cada factor. | 161 |
| Figura 65. Factor ET e DT para o formaldeído. A linha a tracejado cinza indica o valor de ET= 1, enquanto a linha a tracejado grená indica o valor de DT=1. A preto estão as barras de erro que indicam os valores máximos e mínimos obtidos para cada factor. | 162 |

| | |
|---|-----|
| Figura 66. Factor ET e DT para o tolueno. A linha a tracejado cinza indica o valor de ET= 1, enquanto a linha a tracejado grená indica o valor de DT=1. A preto estão as barras de erro que indicam os valores máximos e mínimos obtidos para cada factor. | 162 |
| Figura 67. Factor ET e DT para o xileno. A linha a tracejado cinza indica o valor de ET= 1, enquanto a linha a tracejado grená indica o valor de DT=1. A preto estão as barras de erro que indicam os valores máximos e mínimos obtidos para cada factor. | 163 |
| Figura 68. Representação esquemática das análises estatísticas realizadas. | 169 |
| Figura 69. Dendograma representativo dos agrupamentos resultante da análise taxonómica realizada para os factores médicos e ambientais..... | 195 |

Lista de Quadros

| | |
|--|-----|
| Quadro 1. Quadro resumo relativo a poluentes, suas principais fontes e efeitos na saúde..... | 27 |
| Quadro 2. Padrões da qualidade do ar definidos pela legislação comunitária e nacional, em vigor, e valores guia recomendados pela OMS, e respectiva média temporal. | 44 |
| Quadro 3. Concentrações máximas de poluentes e microrganismos no interior dos edifícios [DL 79/2006] e valores guia para a qualidade do ar interior [OMS, 2010a]..... | 45 |
| Quadro 4. Densidade populacional, taxa de natalidade e índice de envelhecimento dos 8 concelhos a analisar, referente ao ano de 2003 [INE, 2010]. | 55 |
| Quadro 5. Número de estabelecimentos de ensino e de alunos matriculados no 1º, 2º e 3º ciclos por concelho – 2002/2003 [INE, 2004a;2004c;2004b]. | 56 |
| Quadro 6. Empresas e volume de vendas nas sociedades com sede nos concelhos em análise [INE, 2004a;2004c;2004b] | 56 |
| Quadro 7. Taxas de mortalidade (nº/100000 habitantes) por distrito, em 2002 [DGS, 2004]. | 57 |
| Quadro 8. Campanhas de qualidade do ar realizadas em Viseu e poluentes medidos | 61 |
| Quadro 9. Distribuição e resultados dos inquéritos. | 63 |
| Quadro 10. Data da realização das campanhas..... | 67 |
| Quadro 11. Parâmetros medidos e equipamento meteorológico utilizado nas campanhas experimentais. | 69 |
| Quadro 12. Temperaturas média, mínima e máxima, em cada uma das estações meteorológicas para as 4 campanhas experimentais (temp. méd. [temp. mín.; temp. máx]). | 71 |
| Quadro 13. Resultados do tráfego monitorizado durante as campanhas de Inverno e Verão de 2006 (nº de veículos.dia ⁻¹) e a respectiva variação ((VER-INV)/INV)). | 73 |
| Quadro 14. Poluentes monitorizados e respectivos equipamentos e técnicas utilizados. | 74 |
| Quadro 15. Excedências ao valor limite diário de PM10 (n.d. – não disponível). | 81 |
| Quadro 16. Medições de matéria particulada nas escolas: localização, métodos e equipamentos. | 86 |
| Quadro 17. Concentrações (µg.m ⁻³) de PM10 e PM2,5 medidas no interior e exterior, e respectivos rácios interior /exterior (I/E). n.a. – não aplicável..... | 88 |
| Quadro 18. Resumo dos exames médicos efectuados nas campanhas experimentais. | 104 |
| Quadro 19. Taxa de ventilação, para diferentes níveis de actividade, para os indivíduos considerados no modelo doseAr [USEPA, 1997b;2008] | 123 |

| | |
|--|-----|
| Quadro 20. Relações empíricas I/E para os poluentes O ₃ , NO ₂ e PM10 para três microambientes distintos [Baek <i>et al.</i> , 1997; USEPA, 1997a; Monn, 2001; Gulliver & Briggs, 2004; Wu <i>et al.</i> , 2005]. As relações são válidas para concentrações em µg.m ⁻³ | 124 |
| Quadro 21. Configuração dos domínios de simulação escolhidos para o caso de estudo. | 130 |
| Quadro 22. Testes de sensibilidade efectuados para cada uma das campanhas experimentais. | 133 |
| Quadro 23. Parâmetros estatísticos de avaliação do modelo meteorológico para o período da campanha de Inverno de 2006. A negrito estão, para cada parâmetro, os valores que indicam melhor desempenho. As diferentes simulações estão descritas no Quadro 22..... | 137 |
| Quadro 24. Parâmetros estatísticos de avaliação do modelo meteorológico para o período da campanha de Verão de 2006. A negrito estão, para cada parâmetro, os valores que indicam melhor desempenho. As diferentes simulações estão descritas no Quadro 22..... | 138 |
| Quadro 25. Parâmetros estatísticos de avaliação do modelo meteorológico para o período da campanha de Inverno de 2007. A negrito estão, para cada parâmetro, os valores que indicam melhor desempenho. As diferentes simulações estão descritas no Quadro 22..... | 141 |
| Quadro 26. Parâmetros estatísticos de avaliação do modelo meteorológico para o período da campanha de Verão de 2007. A negrito estão, para cada parâmetro, os valores que indicam melhor desempenho. As diferentes simulações estão descritas no Quadro 22..... | 142 |
| Quadro 27. Características dos três domínios de simulação. | 146 |
| Quadro 28. Variáveis estatísticas relativas à avaliação do desempenho do modelo CHIMERE..... | 147 |
| Quadro 29. Variáveis estatísticas relativas à avaliação do desempenho do modelo CHIMERE após a correcção aditiva e respectiva variação face ao valor anterior à correcção. | 149 |
| Quadro 30. Metodologia de caracterização da qualidade do ar para cada microambiente e cada poluente (I/E – relação interior exterior empírica; mod – modelação; med – medição). | 150 |
| Quadro 31. Estratégias para estimativa de concentrações de BTEX e formaldeído em diversos MA. Relações IE de acordo com estudos de Geiss <i>et al.</i> [2009]. | 151 |
| Quadro 32. Tempo médio dispendido em cada um dos microambientes, no Inverno e no Verão. ... | 152 |
| Quadro 33. Contribuição (%) de cada MA para a exposição e dose inalada de cada um dos poluentes. B – benzeno; T – tolueno; E – etilbenzeno; X – xileno; F – formaldeído..... | 157 |
| Quadro 34. Estatísticas descritivas (média, desvio-padrão, mínimo e máximo) das variáveis iniciais (médicas, ambientais e de caracterização). | 170 |
| Quadro 35. Resultados das correlações entre as variáveis médicas e ambientais para toda a amostra. A vermelho estão identificadas os valores de r que indicam uma associação entre menor gravidade de doença e maior exposição a poluentes..... | 172 |
| Quadro 36. Correlações entre as variáveis médicas e ambientais para os alérgicos. A vermelho estão identificadas as correlações que indicam uma associação entre menor gravidade de doença e maior exposição a poluentes..... | 174 |
| Quadro 37. Correlações entre as variáveis médicas e ambientais para os não alérgicos. A vermelho estão identificadas as correlações que indicam uma associação entre menor gravidade de doença e maior exposição a poluentes..... | 175 |
| Quadro 38. Resultado dos testes de <i>Bartlett</i> e <i>Kaiser-Meyer-Olkin</i> para os indicadores médicos. . | 177 |
| Quadro 39. Total da variância explicada (matriz não rodada) para os indicadores médicos. | 178 |
| Quadro 40. Factores extraídos da matriz com rotação dos eixos – <i>varimax</i> – para os indicadores médicos. | 179 |
| Quadro 41. Resultado do testes de <i>Bartlett</i> e <i>Kaiser-Meyer-Olkin</i> para os indicadores ambientais. | 180 |
| Quadro 42. Total da variância explicada (matriz não rodada) para os indicadores ambientais. | 180 |

| | |
|--|-----|
| Quadro 43. Factores extraídos da matriz com rotação dos eixos – <i>varimax</i> – para os indicadores ambientais. | 181 |
| Quadro 44. Testes à normalidade <i>Kolmogorov-Smirnov</i> para os indicadores médicos. | 182 |
| Quadro 45. Testes à normalidade <i>Kolmogorov-Smirnov</i> para os indicadores ambientais. | 182 |
| Quadro 46. Resultados dos testes de comparação de médias <i>Kruskal-Wallis</i> (análise por campanha). | 183 |
| Quadro 47. Resultados dos testes de comparação de médias <i>Kruskal-Wallis</i> (análise por escolas). | 184 |
| Quadro 48. Resultados dos testes de comparação de médias <i>Kruskal-Wallis</i> (análise por infestação por ácaros). | 185 |
| Quadro 49. Testes de comparação de médias <i>Mann-Whitney U</i> (análise por estação). | 186 |
| Quadro 50. Resultados dos testes de comparação de médias <i>Mann-Whitney U</i> (análise por sexo). | 186 |
| Quadro 51. Resultados dos testes de comparação de médias <i>Mann-Whitney U</i> (análise por perfil). | 187 |
| Quadro 52. Resultados dos testes de comparação de médias <i>Mann-Whitney U</i> (análise por alergia). | 187 |
| Quadro 53. Resultados da aplicação do modelo de entrada simultânea. Coeficientes de regressão estandardizados e resultado do teste de t para cada uma das variáveis dicotómicas consideradas significativas. O quadro apresenta também os resultados para cada modelo (R^2 , R^2 ajustado e significância). | 191 |
| Quadro 54. Resultados da aplicação do método <i>stepwise</i> . Coeficientes de regressão estandardizados e resultado do teste de t para cada uma das variáveis ambientais consideradas significativas. O quadro apresenta também os resultados para cada modelo (R^2 , R^2 ajustado e resultado de teste F). | 193 |
| Quadro 55. Síntese do resultado da análise das características dos indicadores ambientais e médicos que caracterizam cada um dos 5 grupos criados (G1 a G5). | 196 |

Abreviaturas e símbolos químicos

Abreviaturas

AEA – Agência Europeia do Ambiente

AFCP – análise factorial de componentes principais

AOT40 – valor limite para a protecção dos ecossistemas relativamente ao ozono (*accumulated ozone dose over a threshold of 40 ppb*)

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

APHEA - *Air Pollution and Health: a European Approach*

BD - consumo de broncodilatadores

BIAS – viés estatístico

BTEX – benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno

CAFE – *Clean Air for Europe*

CB – condensado brônquico

CCDR – Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional

CE – Comissão Europeia

CLA – camada limite atmosférica

CLC - *Corine Land Cover*

COV – compostos orgânicos voláteis

Corine - *Coordination of Information on the Environment*

CTM - modelos químicos de transporte

DF - Directiva-Filha

DFEV – variação do volume expiratório forçado no primeiro segundo

DL – Decreto-Lei

DQ – Directiva-Quadro

DR - dificuldade respiratória nos 6 meses anteriores
 DT - factor dose inalada/tempo
 E - erro quadrático médio
 ECRHS – *European Community Respiratory Health Survey*
 EfE – *Environment for Europe*
 EMEP - *Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe*
 ES1 – escola suburbana 1: escola EB1 de Jogueiros
 ES2 - escola suburbana 2: escola EB1 de Ranhados.
 ET - factor exposição/tempo
 ETPA – Estratégia Temática sobre a Poluição Atmosférica
 EU1 - escola urbana 1: escola EB1,2 de Marzovelos
 EU2 - escola urbana 1: : escola EB1 nº3 de Viseu, Massorim
 EUA – Estados Unidos da América
 EUB - erro quadrático médio após remoção de desvio
 FAIRMODE - *Forum for Air Quality Modelling in Europe*
 FENO - óxido nítrico no ar exalado
 FEV1 -: volume expiratório forçado no primeiro segundo
 FID – detector de ionização de chama
 FVC - capacidade vital forçada
 GLCF - *Global Land Cover Facility*
 GS - *Gayno-Seaman*
 HC – hidrocarbonetos
 I/E – rácio interior/exterior
 IM – Instituto de Meteorologia
 ISAAC – *International Study of Asthma and Allergies in Children*
 KMO – *Kaiser-Meyer-Olkin*
 LA - limiar de alerta
 LI - limiar de informação
 LM – laboratório móvel
 MA – microambiente
 MT – margem de tolerância
 NCAR - *National Center for Atmospheric Research*
 NCEP – *National Centre for Environmental Predictions*
 NOx – óxidos de azoto
 OLP - objectivos a longo prazo
 OMS – Organização Mundial de Saúde
 PAA – Programa de Acção em Matéria de Ambiente
 PAH - hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
 PEF - *peak expiratory flow*
 PM – matéria particulada

PM_x – PM_x Partículas de diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a X µm (X=2,5; 5; 10)
r - coeficiente de correlação (identificado como R na regressão múltipla)
R² - coeficiente de determinação
RCCTE – Regulamento das Características de Comportamento Térmico dos Edifícios
RSECE – Regulamento dos Sistemas Energéticos e de Climatização dos Edifícios
S – desvio-padrão
SCALE – Estratégia Europeia de Ambiente e Saúde
SCE – Sistema Nacional de Certificação Energética e da Qualidade do Ar Interior nos Edifícios
SNAP - *Selected Nomenclature for Air Pollution*
SOA - aerossol orgânico secundário
SO_x – óxidos de enxofre
SPSS – *Statistical Package for the Social Sciences*
SUSAP - deslocações aos serviços de urgência por sintomas de foro respiratório
UE – União Europeia
UNECE – Comissão Económica das Nações Unidas para a Europa
USGS - *United States Geological Survey*
UV – ultravioleta
VA - valor-alvo
VL - valor-limite
WSSD – *World Summit on Sustainable Development*

Símbolos químicos

CO – monóxido de carbono
CO₂ – dióxido de carbono
H₂SO₄ - ácido sulfúrico
HCOH – formaldeído
HONO - ácido nitroso
NO – monóxido de azoto
NO₂ – dióxido de azoto
O₃ – ozono
SO₂ – dióxido de enxofre

CAPÍTULO 1

1 Introdução

A protecção do ambiente e da saúde constitui um dos maiores desafios que se colocam à sociedade moderna, sendo o modelo de desenvolvimento sustentável assumido como um compromisso para a salvaguarda do ambiente [PNAAS, 2008].

O desenvolvimento económico e a revolução tecnológica a que se tem assistido nos últimos dois séculos são acompanhados por uma tendência constante de aumento do consumo, o que origina, em grande parte do “mundo desenvolvido”, uma escassez de recursos face aqueles que o próprio território lhes oferece. Isto resulta em padrões actuais de consumo não suportados localmente na maior parte do Mundo, em especial no hemisfério Norte. Com o desenvolvimento económico e populacional vigente em alguns países economicamente emergentes, o mundo, na globalidade, afasta-se do desenvolvimento sustentável.

De acordo com a Agência Europeia do Ambiente (AEA), em 2005 a pegada ecológica global era de 2,2 hectares.pessoa⁻¹, quando a biocapacidade era de 1 ha.pessoa⁻¹. Na Europa central e ocidental a pegada ecológica média era de 4,7 ha.pessoa⁻¹ e a biocapacidade 2,3 ha.pessoa⁻¹ [AEA, 2007]. Aliás, segundo a organização não-governamental *Global Footprint Network* [GFN, 2010], em 2010 os habitantes da Terra esgotaram a 21 de Agosto os recursos que a Terra lhes proporcionou esse ano. Este padrão de consumo tem indissociáveis repercussões no ambiente que, por sua vez, se reflectem, entre outros, na qualidade de vida e saúde humana. A Figura 1 ilustra a

distribuição espacial da percentagem de doenças com causa ambiental, com base em estimativas do ano 2002.

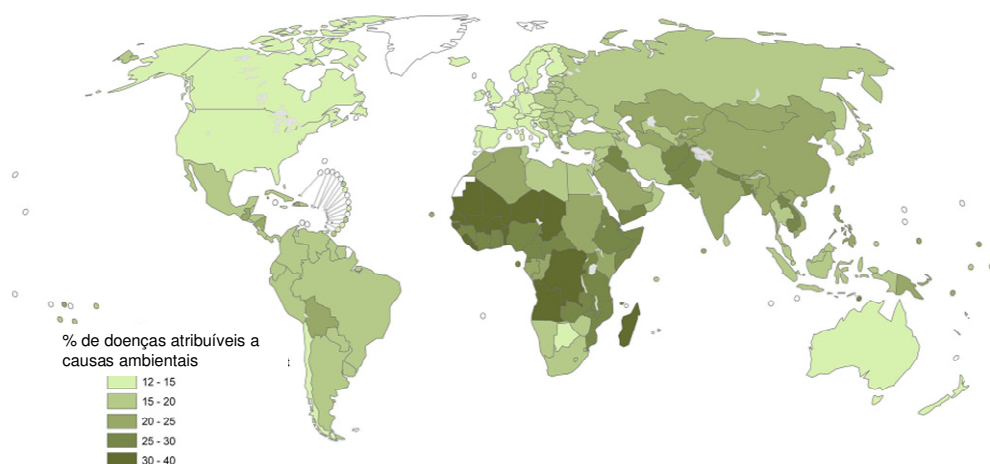


Figura 1. Percentagem de doenças com causa atribuída ao ambiente com base em estimativas do ano 2002 [OMS, 2010a].

Segundo dados da Organização Mundial de Saúde (OMS) a percentagem de doenças com causa atribuída a factores ambientais varia entre os 12% e 40% no Mundo, entre os 12% e os 20% na Europa e entre os 12% e os 15% em Portugal [OMS, 2010a]. Nos “países desenvolvidos” as doenças atribuídas a factores ambientais são, entre outros, problemas oncológicos, doenças respiratórias, asma e alergias, doenças cardiovasculares, efeitos neurológicos, e distúrbios reprodutivos e do desenvolvimento [AEA, 2005].

A complexidade inerente à salvaguarda de um ambiente saudável para as gerações presentes e futuras, assim como a dificuldade em estabelecer uma causalidade directa entre factores ambientais e efeitos na saúde, constituem uma questão cuja resolução pela comunidade científica implicará, necessariamente, um estudo integrado e interdisciplinar. A opinião pública também já assumiu este problema como seu, indicando estatísticas do ano de 2002 que 89% dos cidadãos europeus se preocupam com o impacte do ambiente na sua saúde [Eurobarómetro, 2002].

Estão já claramente identificadas as ameaças à saúde humana causadas por problemas ambientais relacionados com a poluição atmosférica, com a qualidade das águas e com sistemas de saneamento deficitários, estando por isso, estas preocupações reflectidas nas políticas ambientais europeias. Menos claro é o impacte na saúde de exposições de longo prazo, a níveis até hoje considerados baixos de alguns químicos, ou conjuntos de químicos, potencialmente perigosos [AEA, 2007]. Esta é também uma preocupação efectiva da União Europeia (UE) sendo objecto de programas, planos de acção e

regulamentação. Saliente-se que as relações entre o ambiente e a saúde constituem um dos quatros domínios de acção prioritários do 6º Programa Comunitário de Acção em Matéria de Ambiente (2002 – 2012), que define como objectivo a atingir, uma qualidade ambiental que não coloque em perigo nem afecte negativamente a saúde das pessoas.

A poluição do ar, quer ambiente quer interior, é o factor ambiental com maior impacte na saúde dos Europeus [OMS, 2006], sendo responsável, nesta região, pela maior percentagem de doenças com causas ambientais.

Estimativas recentes indicam que 20 milhões de europeus sofrem diariamente de problemas respiratórios. Em especial, a matéria particulada fina na atmosfera está associada a um aumento da mortalidade resultante de doenças cardiovasculares e cardiorrespiratórias. Segundo a OMS [2004;2006], estudos científicos comprovam que a saúde das crianças na Europa beneficiaria em larga escala da redução dos níveis de concentração dos poluentes na atmosfera, uma vez que a poluição do ar ambiente por matéria particulada é responsável por 6,4% das mortes das crianças até aos 4 anos na Europa, variando entre 1% e 7,5% em diferentes regiões deste continente.

De acordo com Weiland & Forastiere [2005] vários estudos colocam em evidência a particular susceptibilidade dos doentes asmáticos, em particular das crianças, à poluição atmosférica, resultando no agravamento da sintomatologia da sua doença. No entanto, o facto de a poluição atmosférica poder causar um aumento da prevalência da asma permanece por esclarecer. Apesar da heterogeneidade da incidência de asma na UE-25, esta doença está a aumentar em toda a Europa, sendo estimado que, nesta região, os custos associados sejam da ordem dos €3 biliões por ano [AEA, 2005].

O impacte da poluição atmosférica na saúde respiratória, e em particular na asma, surge como uma temática com lacunas de conhecimento, cujo estudo contribuirá potencialmente para uma melhoria das condições de saúde das populações, assim como para uma diminuição dos custos médicos associados a esta doença.

O objectivo desta tese consiste no estudo da relação entre a poluição atmosférica e a saúde, contribuindo para o aumento do conhecimento nesta temática através do desenvolvimento de ferramentas de estudo e da resposta às seguintes questões:

- Quais os indicadores de poluição atmosférica mais indicados para estudos na área da poluição atmosférica e saúde?
- A poluição atmosférica causa a exacerbação da asma nas crianças?

- Quais os poluentes com maior impacte no agravamento da asma nas crianças?

O trabalho desenvolvido é apresentado ao longo de oito capítulos. Inicia-se com o presente capítulo introdutório, onde se apresenta a problemática do efeito da poluição atmosférica na saúde e se define o objectivo geral da tese. Descreve-se ainda, brevemente, a metodologia desenvolvida para atingir o objectivo proposto. O capítulo 2 consiste numa revisão do conhecimento sobre assuntos considerados pertinentes no contexto da tese. Explora-se a questão do impacte da poluição atmosférica na asma, em particular nas crianças, identificando os factos que são já do conhecimento da comunidade científica. Aborda-se a temática da exposição, e dos indicadores utilizados para a caracterização da poluição atmosférica, enfatizando a importância do cálculo da exposição integrada e da dose inalada, em detrimento de indicadores como a concentração no ar ambiente. Ainda no segundo capítulo, faz-se um levantamento da estratégia política e de documentos legais relativos à qualidade do ar, ambiente e interior. No 3º capítulo expõe-se a metodologia de selecção da zona geográfica do caso de estudo, e faz-se uma caracterização dessa mesma zona, Viseu. Segue-se o capítulo 4, onde se apresentam as campanhas experimentais, que se estenderam por quatro períodos, nomeadamente os Invernos e Verões de 2006 e 2007. Neste capítulo são analisadas em detalhe as campanhas respeitantes à qualidade do ar e descrita a campanha de caracterização da saúde. No capítulo 5 é apresentado o modelo doseAr, desenvolvido para o cálculo da exposição integrada e dose inalada de poluentes. A aplicação deste modelo ao caso de estudo é exposta no capítulo seguinte (capítulo 6). Aí é elencada e detalhada a aplicação de cada um dos módulos do modelo, (meteorologia, qualidade do ar, exposição e dose inalada), assim como os seus resultados e a análise e avaliação dos mesmos. No capítulo 7 a relação entre as variáveis referentes à qualidade do ar (concentração, exposição e dose inalada) e as referentes à saúde das crianças é explorada através de várias ferramentas de carácter estatístico. Por fim, no capítulo 8, e face aos resultados obtidos, expõem-se as respostas às questões colocadas. A Figura 2 esquematiza a metodologia do trabalho realizado.

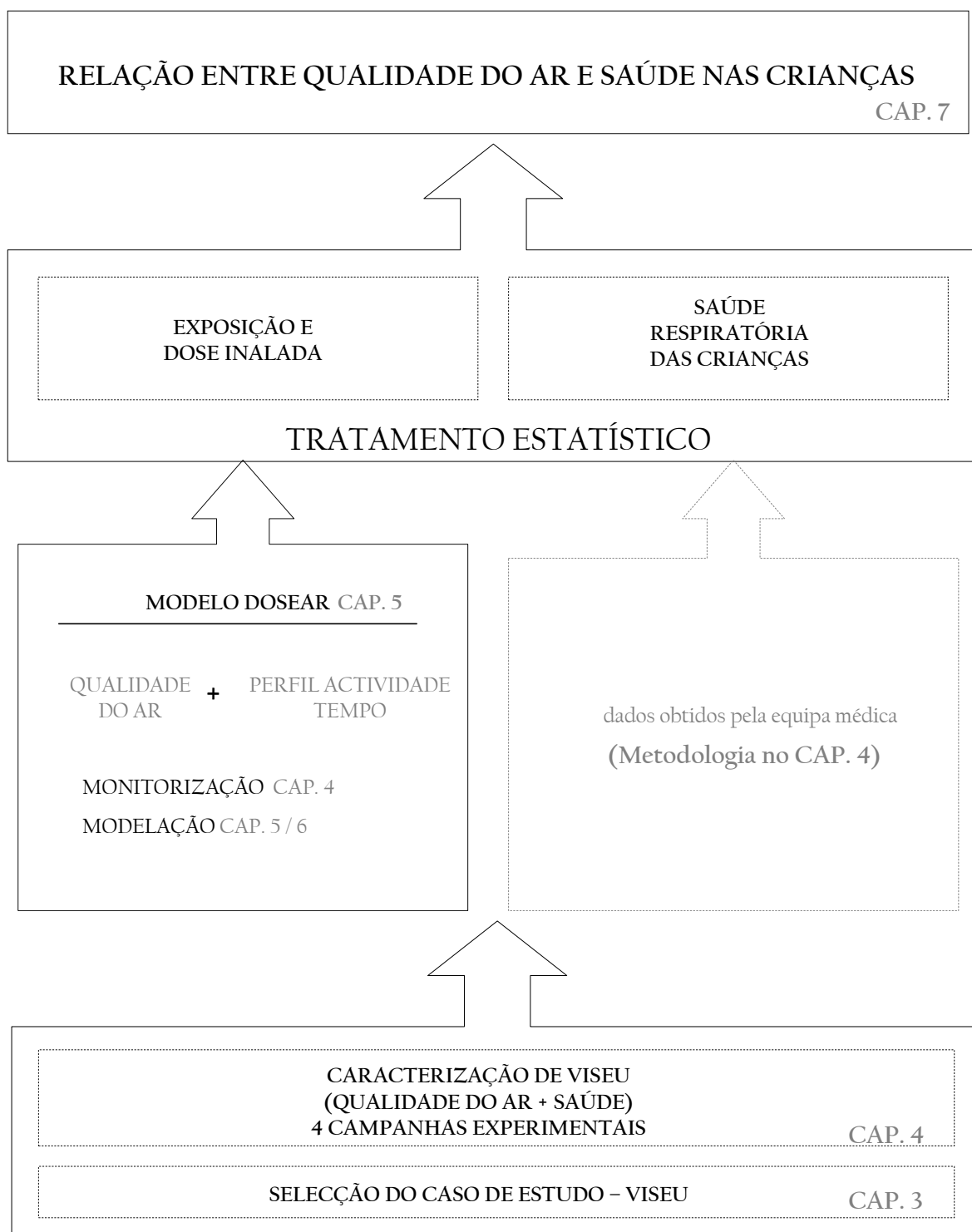


Figura 2. Representação esquemática da metodologia utilizada neste trabalho.

O trabalho desenvolvido no âmbito desta tese incorporou actividades do projecto SaudAr (“A Saúde e o Ar que respiramos”), financiado pela Fundação Calouste Gulbenkian. O projecto SaudAr visou analisar a relação entre a qualidade do ar e a saúde humana numa dada região de Portugal, bem como a evolução previsível do

ambiente e da saúde nessa região, com base nos planos de desenvolvimento existentes [Borrego *et al.*, 2008]. As sinergias estabeleceram-se essencialmente na área da saúde, nomeadamente através do contacto e acompanhamento estreito das tarefas da equipa médica envolvida no SaudAr.

CAPÍTULO 2

2 A qualidade do ar e a saúde

Os efeitos da poluição atmosférica na saúde são o resultado de uma cadeia de eventos (Figura 3) que se inicia na emissão de poluentes, passando pelo transporte, dispersão e transformação na atmosfera e pelo contacto e inalação do ar pelos indivíduos resultando, ou não, num efeito sobre a saúde do indivíduo.



Figura 3. Cadeia de eventos entre a emissão de poluentes e o seu efeito na saúde.

A avaliação do impacto da poluição atmosférica na saúde implica o conhecimento das várias etapas da cadeia da Figura 3, e passa pela determinação da quantidade de poluente que realmente causa um efeito na saúde dos indivíduos. Esta quantificação pode ser feita a partir de vários indicadores de poluição atmosférica. Entre os muitos factores que influenciam a saúde humana, a correcta avaliação da exposição à poluição atmosférica afigura-se como crucial para a determinação das possíveis relações entre poluição do ar e os efeitos na saúde.

2.1 Da emissão ao efeito: indicadores de poluição

A avaliação da exposição é uma actividade realizada pelo Homem desde o início da civilização. Diferentes exposições, em diversos tipos de ambientes, foram vivenciadas pelos humanos ao longo dos tempos, que facilmente identificaram as que deviam ser preventivamente evitadas. No entanto, só no séc. XVII foram documentadas, pelo médico italiano Bernardino Ramazzini, associações entre a exposição ocupacional e determinadas doenças, identificando inflamações oculares em ferreiros como o resultado da exposição ao fumo na sua actividade profissional [Berglund *et al.*, 2001]. Até meados do séc. XX, acreditava-se que apenas a exposição em ambientes industriais teria níveis de contaminantes perigosos para a saúde. Situações como o episódio de *smog* em Londres em 1952, que resultou no aumento dramático da mortalidade na cidade, permitiram constatar que a exposição a poluentes atmosféricos não era um problema exclusivo dos ambientes industriais.

O conceito de exposição não tem definição consensual, originando inconsistência na terminologia usada na literatura. Estas diferenças resultam em alguma ambiguidade no uso de termos e unidades para a quantificação da exposição, o que justifica a necessidade de apresentar as definições adoptadas neste trabalho.

Os conceitos básicos utilizados na avaliação da exposição foram desenvolvidos no início da década de 80 do séc. XX por Duan [1982] e Ott [1982]. Ott [1982] definiu o termo “exposição” como o evento que ocorre quando um indivíduo está em contacto com um poluente. Esta é a definição de um contacto instantâneo entre uma pessoa i (ou um grupo de pessoas) a um poluente com concentração c , num determinado momento t . O conceito exposição não implica inalação ou ingestão do poluente, estando apenas relacionado com o contacto com o contaminante no ambiente. Quando a duração da exposição é também tida em consideração, o resultado é a “exposição integrada”, calculada através da integração da concentração ao longo do tempo (unidades: massa x volume⁻¹ x tempo) (Figura 4). Um conceito também utilizado é o de “exposição média”, que resulta da divisão da exposição integrada pelo tempo especificado e tem unidades de massa por volume de ar.

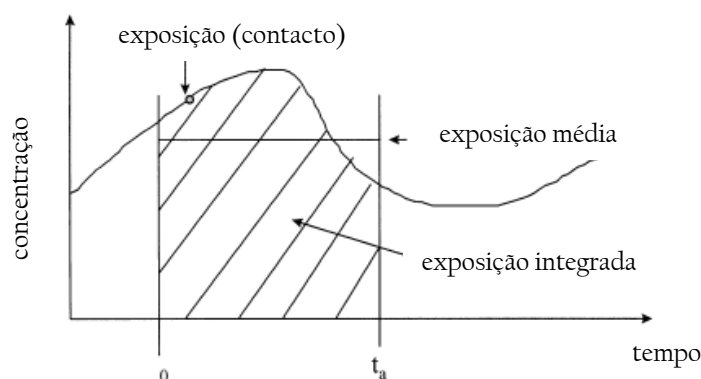


Figura 4. Representação gráfica dos conceitos: contacto, exposição integrada e exposição média (adaptado de Monn [2001]).

A partir do momento em que o poluente atravessa uma fronteira física do corpo humano (pele, células epiteliais, etc.) é usado o conceito de “dose” [Ott, 1982]. Dose refere-se à massa de poluente absorvido ou depositado no corpo humano num determinado intervalo de tempo. Existem vários conceitos de dose dos quais se destacam a dose interna (quantidade de poluente que penetra no corpo humano) e a dose biologicamente efectiva (quantidade de poluente que efectivamente atinge as células ou tecidos onde o efeito adverso ocorre) [Hertel *et al.*, 2001]. A entrada de poluente no corpo humano, ou dose potencial, quantifica a admissão total do contaminante. Quando se analisa a exposição a poluentes atmosféricos refere-se a dose potencial como dose inalada, que consiste na quantidade de poluente no ar inalado por um indivíduo num determinado período de tempo (unidades: massa x tempo⁻¹). A Figura 5 ilustra os diferentes conceitos de dose.

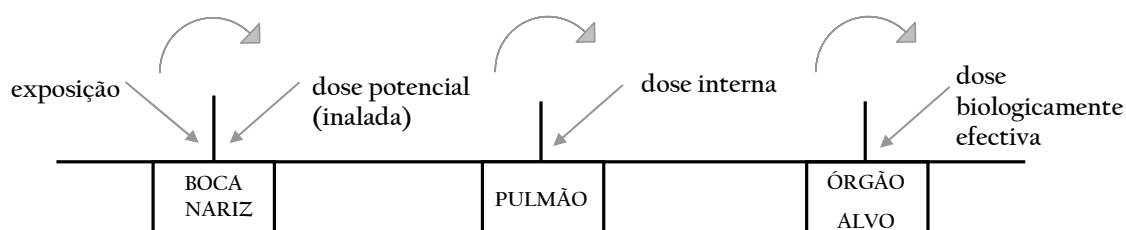


Figura 5. Representação esquemática dos conceitos: exposição, dose inalada, dose interna e dose biologicamente efectiva (adaptado de USEPA [1992]).

O estudo da relação entre a poluição atmosférica e o seu efeito na saúde beneficiará do avanço na cadeia de eventos entre a emissão e o efeito na saúde (Figura 3), *i.e.*, será mais

adequado relacionar com determinado efeito na saúde a dose inalada de um poluente do que as emissões desse mesmo poluente.

Monn [2001] hierarquizou diversos indicadores utilizados nos estudos científicos, identificando a dose biologicamente efectiva como o indicador mais adequado para quantificar a quantidade de poluente que realmente afecta um indivíduo, face ao conhecimento científico actual. Estão classificados como melhores indicadores aqueles que fazem uma avaliação quantitativa, contrapondo com os que resultam de uma avaliação qualitativa com base em questionários.

A estimativa da exposição individual efectiva, fundamental para o cálculo da dose inalada, pode ser realizada de um modo directo ou indirecto [Ott, 1982]. Na abordagem directa os níveis de exposição são definidos através de medições enquanto que a estimativa indirecta é usualmente determinada por modelos [Ott, 1982; Liroy, 1995].

2.1.1 Estimativa directa

Na abordagem directa os níveis de exposição são determinados no próprio indivíduo, com recurso a um amostrador pessoal ou através da monitorização de marcadores biológicos.

Os amostradores passivos são frequentemente utilizados na monitorização da exposição pessoal a poluentes gasosos [Miranda *et al.*, 2005], apresentando como vantagens a sua portabilidade e preço. Os equipamentos de medição em contínuo de gases e matéria particulada são também uma opção [Miranda *et al.*, 2010] para este tipo de determinações. Estes equipamentos permitem obter informação mais detalhada no tempo que os amostradores passivos, no entanto a sua portabilidade é menor, são dependentes da energia eléctrica e apresentam custos mais avultados.

Os marcadores biológicos, ou biomarcadores, são alterações em processos celulares ou bioquímicos, em estruturas ou funções, que são passíveis de medição num sistema biológico [Félix, 2004]. Dividem-se em marcadores de exposição e marcadores de efeito. Os marcadores de exposição consistem no doseamento do poluente ou dos seus metabolitos em amostras orgânicas, enquanto que os de efeito consistem na quantificação de qualquer alteração, bioquímica ou fisiológica, que possa resultar num prejuízo para a saúde. Os marcadores biológicos podem ser determinados no condensado brônquico, urina, cabelos, unhas, lavagem nasal ou, em procedimentos mais

intrusivos, no sangue ou fluidos do lavado broncoalveolar. A vantagem do uso de biomarcadores é o facto de avaliar a exposição integrada ao longo do tempo. O facto de incluírem, sem distinção, todas as vias de exposição (inalação, ingestão e absorção dérmica) pode apresentar-se como uma vantagem ou desvantagem, dependendo do objectivo do estudo.

2.1.2 Estimativa indirecta

A estimativa indirecta da exposição consiste frequentemente na determinação da exposição integrada e baseia-se usualmente na utilização de dados de qualidade do ar ambiente, obtidos por medição ou modelação, utilizando a abordagem por microambientes.

Tradicionalmente os estudos epidemiológicos [Dockery *et al.*, 1993; Schwartz, 2004] assentam na relação concentração-resposta como uma estimativa da relação dose-resposta para quantificar os efeitos na saúde associados à poluição atmosférica [Holloway *et al.*, 2005]. Nestes estudos utilizam-se os dados de concentração de um poluente, obtidos a partir das redes de monitorização de qualidade do ar, como indicadores de exposição de um indivíduo ou de um grupo populacional. O estabelecimento de relações estatísticas entre variáveis ambientais (séries temporais de qualidade do ar e meteorologia) e indicadores de saúde, como mortalidade, morbilidade, admissões hospitalares ou consumo de medicamentos, é uma metodologia comum dos epidemiologistas para a avaliação dos efeitos da poluição atmosférica na saúde humana. O projecto *Air Pollution and Health: a European Approach* (APHEA) é um exemplo da aplicação desta metodologia [Katsouyanni *et al.*, 1995; Atkinson *et al.*, 2001]. Em outras abordagens não são utilizadas as concentrações mas sim outros indicadores de poluição, como distância a fontes de grande importância para o poluente em questão, como vias de tráfego ou fontes pontuais [English *et al.*, 1999; Lin *et al.*, 2002]. De acordo com Ferreira [2007], os estudos epidemiológicos que recorrem a dados de concentrações ambientais, medidas nas estações de uma rede de monitorização, como estimativa da exposição apresentam limitações relacionadas com a localização das estações, que nem sempre é representativa dos níveis ambientais de áreas com características específicas (por exemplo, tráfego intenso). A sua distribuição espacial não permite discernir heterogeneidades de pequena escala espacial nas concentrações e, consequentemente, subpopulações potencialmente muito expostas [Holloway *et al.*, 2005]. Os modelos de

qualidade do ar são uma ferramenta válida e útil para ultrapassar este problema, uma vez que conseguem fornecer informação sobre a qualidade do ar e a sua variabilidade espacial sobre um determinado domínio.

2.2 Modelação da qualidade do ar e exposição

A atmosfera é um sistema complexo em que um sem número de processos físicos, químicos e biológicos ocorrem simultaneamente e em interdependência. Até ao final da década de 40 do séc. XX os estudos de poluição atmosférica estavam praticamente limitados ao estudo da meteorologia. O aumento dos problemas de qualidade do ar e a maior consciencialização sobre esta temática teve como consequência o crescimento dos estudos da química da atmosfera. Com o advento da informática, também em meados do séc. XX, o aumento dos estudos sobre a poluição atmosférica passou a ser exponencial, emergindo os primeiros modelos meteorológicos e da qualidade do ar [Jacobson, 2005]. Hoje em dia, o estudo da poluição atmosférica inclui disciplinas como física, química, meteorologia, computação, e em menor extensão, geologia, biologia e até oceanografia. O conhecimento dos fenómenos de cada uma destas áreas individualmente não implica a compreensão do sistema atmosférico como um todo. Os modelos matemáticos constituem uma ferramenta de particular interesse para o estudo destes fenómenos e da sua interacção, pois a sua complexidade dificulta a análise directa por observação ou monitorização.

Um modelo é, por definição, uma representação ou interpretação, mais ou menos simplificada, de um fenómeno ou conjunto de fenómenos. De um modo geral dividem-se entre modelos físicos e matemáticos. Os modelos matemáticos podem ainda dividir-se em modelos estatísticos, que se baseiam na análise estatística de séries de dados, e em modelos determinísticos que utilizam a descrição fundamental da física e química dos fenómenos em estudo, através de equações matemáticas. A atenção neste trabalho recai sobre os modelos matemáticos determinísticos para a simulação da meteorologia e da qualidade do ar.

O desenvolvimento de modelos determinísticos para avaliação da exposição a poluentes atmosféricos nas cidades foi identificado como uma área prioritária de investigação futura [Ferreira, 2007].

Os modelos atmosféricos podem ser reunidos em 3 grandes grupos de acordo com as suas características: modelos de dispersão, modelos químicos de transporte (CTM) e modelos de receptor [Ferreira, 2007]. Os modelos de dispersão são usados para estimar a concentração de poluentes em domínios pré-definidos, considerando a dispersão do poluente e não a sua transformação química na atmosfera. Os CTM simulam o impacto de todas as fontes emissoras consideradas, numa dada área, nas concentrações de poluentes atmosféricos e na deposição de espécies químicas inertes ou reactivas, incluindo os processos de transformação química. Os modelos de receptor baseiam-se em concentrações de poluentes medidas e no conhecimento da composição das emissões das fontes relevantes para calcular as contribuições relativas das fontes no ponto receptor, assumindo uma relação linear entre emissões e concentrações. Os modelos podem ainda dividir-se de acordo com a sua escala espacial de aplicação: local, regional (incluindo a mesoescala) ou global.

Em concordância com a aproximação matemática que usam para descrever o movimento de uma partícula, os modelos podem dividir-se em lagrangianos e eulerianos (Figura 6). Os modelos lagrangianos têm como base um referencial (partícula lagrangiana) que se move por advecção com o escoamento num sistema de coordenadas [Jacobson, 2005]. Nos modelos eulerianos as propriedades modeladas em questão variam numa grelha tridimensional fixa [Seinfeld & Pandis, 2006].

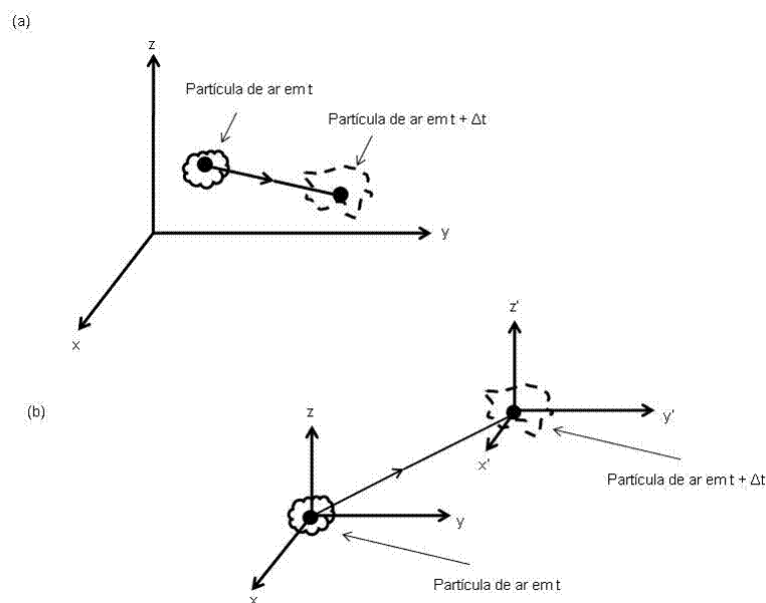


Figura 6. Esquema representativo de um modelo euleriano (a) e lagrangiano (b).

Um modelo atmosférico está dependente de 3 grandes categorias de informação: emissões, meteorologia e qualidade do ar. Consequentemente estas ferramentas são, por norma, não modelos únicos mas sistemas de modelos com uma arquitectura similar à apresentada na Figura 7.

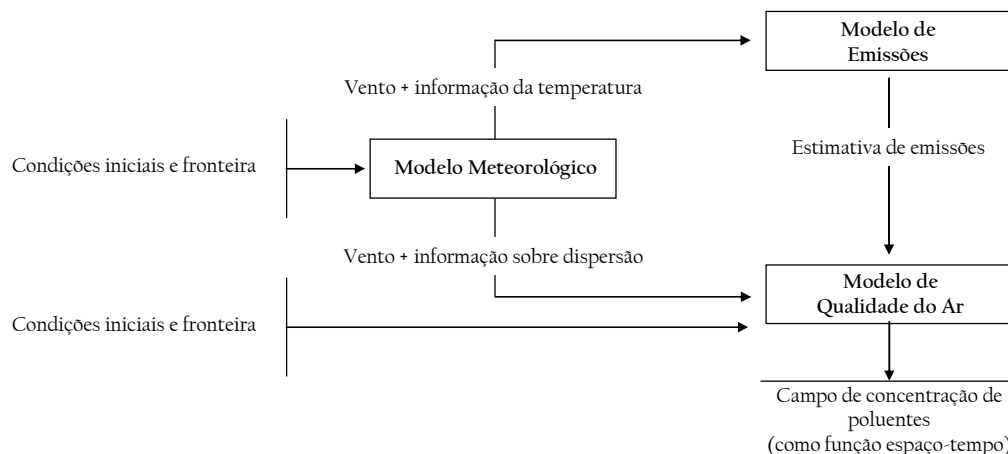


Figura 7. Arquitectura de um sistema de modelação atmosférica [Roth & Reynolds, 2003]

Face aos custos avultados da monitorização de poluentes atmosféricos, principalmente para a obtenção de séries temporais longas e cobertura espacial relevante, e da medição directa da exposição, cujos resultados são à partida condicionados no tempo e no espaço, os investigadores de saúde pública e de poluição atmosférica têm reunido esforços no sentido de explorar a aplicação dos modelos matemáticos de qualidade do ar para a estimativa da exposição [Wilson & Zawar-Reza, 2006], ou modelos de exposição que combinam informação sobre as concentrações de determinado poluente em dados locais (medidas ou simuladas por modelos de qualidade do ar) com a informação sobre o tempo que uma pessoa passa em ambientes específicos [Holloway *et al.*, 2005].

Os modelos para o cálculo da exposição integrada baseiam-se frequentemente no conceito de microambiente, usando os dados de medição ou modelação, ou uma combinação dos dois, juntamente com informação dos padrões actividade/tempo (Figura 8).

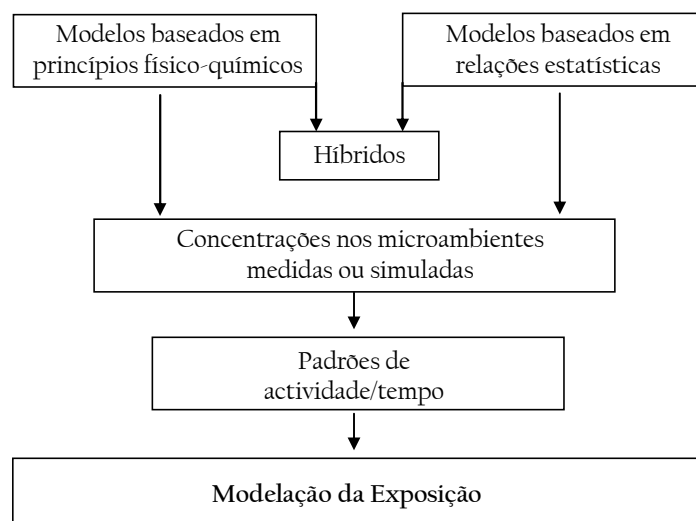


Figura 8. Diagrama esquemático de um sistema de modelação da exposição (adaptado de Ferreira [2007]).

O conceito de microambiente (MA), definido como um espaço tridimensional onde os níveis ambientais dos poluentes atmosféricos num dado período são uniformes, ou estatisticamente constantes no espaço, foi introduzido por Duan [1982]. Os MA tanto podem representar ambientes exteriores como interiores (e.g. casa, escritório, escola).

2.3 Poluentes, suas fontes e efeitos

As graves consequências da exposição a níveis elevados de poluição do ar ambiente em meios urbanos foram evidentes em meados do século XX, quando em cidades na Europa e nos Estados Unidos da América (EUA) (e.g. Vale do Meuse, Bélgica, em 1930; Donora, EUA., em 1948; Londres, Reino Unido, em 1952) ocorreram episódios de poluição atmosférica que resultaram em aumentos da mortalidade e internamentos hospitalares. A decorrente legislação e políticas adoptadas pelos estados resultaram na redução da poluição atmosférica ambiente em muitas regiões. Os problemas de *smog* no Inverno, associados à combustão do carvão, que eram comuns em algumas cidades durante os anos 1980 e início de 1990, foram erradicados e, hoje em dia, são as emissões do tráfego rodoviário que representam a principal ameaça à qualidade do ar [OMS, 2006], em particular no mundo ocidental. A natureza dos episódios de *smog* também foi alterada, sendo actualmente composto por partículas em suspensão, com relevo para as partículas submicrométricas, em conjunto com poluentes secundários tais como os óxidos de azoto (NO_x) e o ozono (O₃), e constituindo um problema nas grandes áreas urbanas em todo o mundo. Em particular, as populações das megacidades em rápida

expansão na Ásia, África e América Latina estão cada vez mais expostas a níveis de poluição atmosférica, que muitas vezes excedem os que ocorreram nos países industrializados na primeira metade do século XX [Sivertsen, 2006].

Apesar do grande interesse associado à qualidade do ar ambiente, a qualidade do ar interior não tem merecido tanta atenção, afigurando-se no entanto de grande importância para o avanço na cadeia de eventos esquematizada na Figura 3. A maior parte do tempo de exposição (80% a 90%) ocorre em ambientes confinados, estando os indivíduos sujeitos aos níveis de concentração de poluentes existentes no ar interior [AEA, 2007]. O tempo passado em ambientes interiores pode ser ainda mais elevado em grupos específicos da população, como as crianças, os idosos e os doentes crónicos, que são considerados grupos populacionais mais vulneráveis em termos de saúde. As concentrações de alguns poluentes presentes em ambientes interiores são fortemente influenciadas pelas concentrações do exterior, enquanto que outros decorrem primariamente de fontes interiores. Na realidade, com a excepção de espécies com tempo de vida muito curto, altamente reactivas, os poluentes encontrados no ar ambiente serão também encontrados no interior, e as mudanças nas concentrações destes no ar ambiente provocam alterações na sua concentração em ambientes fechados.

Até à década de 70 do séc. XX, o interesse pelo estudo da qualidade do ar interior não industrial era muito reduzido. Ao longo do último meio século, ocorreram grandes mudanças nos materiais de construção e produtos de consumo utilizados nos ambientes interiores. Os aglomerados de madeira, revestimentos sintéticos, enchimentos de espuma, artigos de plástico, agentes de limpeza perfumados e electrodomésticos tornaram-se omnipresentes nestes ambientes. Estes materiais e produtos emitem uma série de compostos químicos que alteraram os perfis de emissão de poluentes em ambientes interiores [Weschler, 2009]. A par destas alterações, também a concepção e práticas arquitectónicas se alteraram ao longo dos anos e os edifícios são, nos dias de hoje, menos ventilados do que eram há décadas, pois a preocupação com a eficiência energética tornou desejável a estanquicidade dos edifícios. Em conjunto, essas mudanças alteraram o tipo e as concentrações de substâncias químicas a que os ocupantes estão expostos nas suas habitações, locais de trabalho e escolas, ou seja, os diferentes MA que frequentam.

Nesta secção descrevem-se os poluentes, em fase gasosa ou particulada, existentes em ar ambiente e interior, as suas fontes e efeitos na saúde, destacando aqueles que são alvo do estudo apresentado nesta tese.

2.3.1 Poluentes gasosos

Uma grande variedade de substâncias gasosas é emitida para a atmosfera a partir de fontes naturais e antropogénicas. Os principais grupos de gases poluentes do ar, devido à sua importância histórica, à sua concentração e aos efeitos globais em plantas e animais são: dióxido de enxofre (SO_2), monóxido de carbono (CO), compostos orgânicos voláteis (COV), NO_x e O_3 .

A principal fonte de SO_2 é a queima de combustíveis que contenham enxofre. Os combustíveis fósseis, em particular o carvão e o petróleo, contêm quantidades variáveis de enxofre (normalmente entre 1% e 5%). Na combustão, o enxofre no combustível é convertido em SO_2 [OMS, 2006]. O processo de compactação, utilizado na fundição de metais, também pode ser um importante mecanismo de produção de SO_2 [OMS, 2006]. A utilização de combustíveis fósseis com baixo teor de enxofre resultou na diminuição das emissões de SO_2 desde meados da década de 50 do séc. XX, originando a redução das concentrações deste poluente em ar ambiente e interior. A deficiente exaustão de equipamentos de combustão, actividades que envolvam soldadura e o fumo de tabaco são fontes interiores de SO_2 . Os efeitos agudos da exposição a baixas concentrações de SO_2 são dores de cabeça, tonturas e náuseas, enquanto a exposição a altas concentrações pode ser extremamente perigosa, provocando queimaduras nos olhos e pele e edema pulmonar. A exposição crónica a SO_2 pode provocar diminuição da função pulmonar e o desenvolvimento de bronquite [OMS, 2006].

Durante os processos de combustão o azoto presente nos combustíveis é convertido em NO_x . Neste contexto, o carvão assume-se como o combustível mais poluente uma vez que contém níveis de azoto muito mais elevados que outros combustíveis como o petróleo ou o gás. Porém, na combustão a elevadas temperaturas, o azoto atmosférico é combinado com o oxigénio gerando também NO_x . O tráfego rodoviário e a produção de energia eléctrica constituem as principais fontes deste poluente. A maior parte do NO_x é emitido como monóxido de azoto (NO), sendo rapidamente oxidado dando origem a dióxido de azoto (NO_2). Uma quantidade menor, normalmente 5% do total, é emitida como NO_2 [OMS, 2006]. O NO_x presente no ar interior provém do transporte do

exterior, assim como de fontes de combustão presentes no ar interior (lareiras, fogões a gás, fumo de tabaco, etc.).

De acordo com a OMS [2006], estudos em animais e humanos indicam que o NO₂ é um gás tóxico com efeitos significativos na saúde humana. Estudos toxicológicos em humanos [Forastiere *et al.*, 2006] relatam efeitos na saúde humana para exposições horárias superiores a 500 µg.m⁻³. Testes que incidiram especificamente em indivíduos asmáticos indicam que existe reactividade das vias aéreas a partir dos 200 µg.m⁻³. Estudos epidemiológicos encontraram evidências de que a diminuição da função pulmonar em crianças está associada às concentrações de longo prazo de NO₂ no ar ambiente comumente encontradas nas áreas urbanas da Europa e dos EUA [Forastiere *et al.*, 2006]. Trabalhos científicos sobre concentrações em ar interior mostram que existem efeitos sobre as crianças expostas a concentrações de NO₂ inferiores a 40 µg.m⁻³ [Hasselblad *et al.*, 1992; Belanger *et al.*, 2006].

O ozono é um poluente secundário com três origens distintas na troposfera (Figura 9). No hemisfério Norte cerca de 40 µg.m⁻³ (menos de metade) de ozono é formado na estratosfera e transportado para a troposfera. Uma quantidade equivalente ao ozono estratosférico é considerada como concentração de fundo de ozono. O restante O₃ é resultante da formação local e regional, em dias de elevada radiação solar e presença de gases precursores, como NO_x, CO e CO [Seinfeld & Pandis, 2006]. Na generalidade é a formação de ozono de origem local e regional que provoca concentrações elevadas deste poluente na atmosfera, o que ocorre usualmente no Verão. No entanto, estudos [Carvalho, 2006] indicam que episódios de concentração elevada de ozono no Outono, Inverno e Primavera, tradicionalmente considerados atípicos, podem resultar de intrusões estratosféricas.

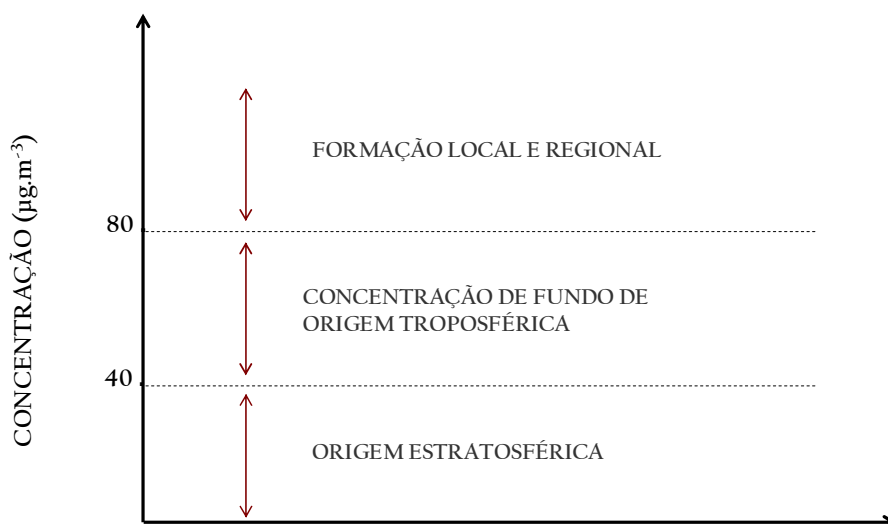


Figura 9. Diagrama esquemático com a origem das concentrações de ozono na troposfera no hemisfério Norte. Adaptado de OMS [2006].

Em contraste com as concentrações de outros poluentes gasosos, os níveis de O_3 no ar interior aumentaram nas últimas décadas [Weschler, 2009]. A utilização de equipamentos geradores de ozono no interior de edifícios é hoje em dia mais comum do que era há várias décadas. Entre estes equipamentos destacam-se as fotocopiadoras e impressoras que são ubíquas em edifícios de escritórios, escolas e até em edifícios de habitação. Outros equipamentos, de utilização mais recente, e também geradores de O_3 , são os purificadores de ar de funcionamento por ionização ou por ozonólise [Britigan *et al.*, 2006]. Segundo Weschler [2006] as concentrações de gases precursores de ozono, como por exemplo o limoneno e alfa-pineno, também têm aumentado devido à sua crescente utilização nos produtos de limpeza e ambientadores.

Embora o O_3 seja, hoje em dia, considerado como um poluente atmosférico, quando foi identificado como um elemento da atmosfera, em 1840, a comunidade médica considerava-o um indicador de ambientes saudáveis, atribuindo um papel ao O_3 no controlo de epidemias, resultante das suas propriedades oxidantes [Alvim-Ferraz *et al.*, 2006].

Tradicionalmente, os estudos que examinam os possíveis efeitos do O_3 sobre a saúde humana incidem sobre as concentrações de pico deste poluente, que ocorrem, por norma, em dias quentes de Verão; no entanto, trabalhos mais recentes têm encontrado associações entre níveis médios de concentração de O_3 e efeitos na saúde [Saldiva *et al.*, 2006]. A exposição de curto prazo ao ozono provoca inflamação em todo o tracto respiratório e diminuição da função pulmonar. Os indivíduos com asma ou rinite

alérgica são mais susceptíveis a alterações da função respiratória decorrente da exposição a este poluente. A exposição de longo prazo a este poluente pode mesmo causar alterações estruturais significativas nos pulmões, como o estreitamento dos brônquios e fibrose alveolar. Estudos epidemiológicos relacionam a exposição a O₃ e a variabilidade do ritmo cardíaco [Park, 2005], arritmias [Rich, 2005], absentismo na população em idade escolar [Chen, 2000; Gilliland, 2001], internamentos hospitalares e urgências por episódios de asma [Gent *et al.*, 2003], e infecções do sistema respiratório [Anderson *et al.*, 1997; Burnett, 1997]. Associações estatisticamente significativas foram também encontradas entre as concentrações de ozono em ar ambiente e mortalidade por causas respiratórias e, em menor escala, cardiovasculares [Saldiva *et al.*, 2006]. As evidências sugerem ainda que indivíduos com doença pulmonar anterior são mais sensíveis à exposição ao ozono do que os indivíduos saudáveis.

A denominação compostos orgânicos voláteis refere-se a uma gama ampla de hidrocarbonetos, compostos oxigenados, halogenados e outros compostos de carbono existente na atmosfera, na fase vapor [Geros, 2006]. As fontes predominantes destes poluentes são as fugas de equipamentos sob pressão e evaporação de zonas de armazenamento. Também a queima de combustíveis fósseis e processos de incineração e a produção de solventes orgânicos emitem COV [OMS, 2006].

A exposição a compostos orgânicos voláteis está associada a uma grande diversidade de efeitos na saúde humana. Estes podem ir desde irritações oculares e no sistema respiratório, a dores de cabeça, perda de coordenação motora, e danos no fígado e sistema nervoso central, sendo até alguns COV considerados carcinogénicos.

Os COV analisados no âmbito deste trabalho são o benzeno, o tolueno, o etilbenzeno, o xileno (BTEX) e o formaldeído.

O benzeno é usado como reagente na produção de diversas substâncias, entre as quais, tintas e outros revestimentos, colas, plásticos, borrachas, pesticidas, produtos de limpeza, óleos lubrificantes e produtos para limpeza a seco. As emissões para o ar ambiente provêm do escape dos veículos automóveis, da evaporação durante o abastecimento automóvel, da evaporação das unidades industriais que usam este composto como reagente e da combustão fóssil na generalidade, sendo a emissão mais significativa da responsabilidade dos veículos automóveis. Os vulcões e fogos florestais constituem uma fonte biogénica deste poluente, mas que pode ser considerada irrelevante face às emissões antropogénicas. No ar interior este poluente é emitido por

evaporação a partir de produtos e materiais que o contenham na sua composição (colas, ceras, produtos de limpeza, etc.) e pelo fumo do tabaco.

O tolueno é largamente utilizado como solvente e na produção de gasolina. Este composto é produzido durante o processo de refinação do crude, na produção de coque e de estireno. É usado na produção de tintas, diluentes, lacas, borrachas, vernizes das unhas, em alguns processos de curtimento de peles e na produção de vários reagentes químicos. No ar interior a emissão de tolueno tem lugar por evaporação a partir de produtos dos que o integram na sua composição.

As principais fontes de etilbenzeno no ambiente são as refinarias e indústrias químicas, assim como a utilização de produtos petrolíferos. O etilbenzeno é emitido para atmosfera pelas indústrias (emissões fugitivas) e a partir dos veículos automóveis. No ar interior o etilbenzeno pode ser emitido por tintas, tapetes e colas que têm este poluente na sua composição, assim como pela queima de madeira e fumo de cigarro.

Mais de 90% do xileno produzido é consumido na produção de gasolina. O restante é utilizado na fabricação de solventes. Estes solventes são empregues na produção de tintas, fibras de poliéster, pesticidas, tintas em aerossol, lacas, solventes, colas, perfumes e na indústria farmacêutica. O xileno, assim como os restantes COV, tem nas emissões evaporativas industriais uma fonte muito significativa. Também o tráfego automóvel tem emissões relevantes.

O formaldeído é produzido em larga escala tendo uma panóplia de utilizações industriais, sendo matéria-prima de colas, resinas e espumas. É usado em processos de esterilização na área médica e como conservante em alimentos e cosméticos. As indústrias que utilizam formaldeído são as fontes mais significativas deste poluente para o ar ambiente. É também emitido pelos veículos que não estão equipados com conversores catalíticos. Os hospitais podem ter emissões importantes deste poluente uma vez que o utilizam para processos de esterilização. O formaldeído pode também provir de fontes biogénicas como os incêndios florestais. As fontes interiores de formaldeído dividem-se em duas categorias: fontes de combustão e evaporação. As fontes relativas à combustão incluem o fumo de tabaco e as lareiras, enquanto as fontes por evaporação incluem os painéis contraplacados, os aglomerados de madeira, materiais de construção, assim como vernizes, tintas e carpetes [HC, 2006; Weschler, 2009]. O formaldeído foi um dos primeiros COV a ser medido em ar interior [Andersen *et al.*, 1975].

2.3.2 Poluentes particulados

Classifica-se como poluente em fase particulada o material, na fase sólida ou líquida, suspenso na atmosfera. De acordo com a sua origem e processo de formação, essas partículas (PM) podem ser classificadas como de origem primária ou secundária e abrangem uma ampla gama de tamanhos, que se estende por 4 ordens de magnitude, entre os poucos nanómetros e cerca de 100 μm [Seinfeld & Pandis, 2006].

As partículas primárias são emitidas directamente para a atmosfera a partir de fontes naturais e antropogénicas. As fontes naturais incluem vulcões, incêndios florestais, spray marinho, pólen, bactérias, etc.; as fontes antropogénicas abrangem os transportes, outros processos de combustão, uma variedade de processos industriais, as actividades agrícolas e emissões fugitivas de estradas, entre outras. As partículas secundárias são produzidas como resultado de processos químicos que envolvem gases, aerossóis e vapor de água. Estas partículas incluem sulfatos, nitratos, enxofre e hidrocarbonetos voláteis não metânicos. No ambiente interior as fontes de PM incluem fumo de tabaco, lareiras, actividades de confecção de alimentos, velas e incenso, assim como partículas provenientes do exterior. A presença humana dentro dos edifícios é também apontada como responsável pela degradação da qualidade do ar no interior dos edifícios.

A matéria particulada é comumente classificada de acordo com as suas propriedades aerodinâmicas, uma vez que estas são determinantes no seu transporte e remoção na atmosfera, assim como na capacidade de penetração no tracto respiratório [OMS, 2006].

O indicador mais utilizado para as partículas em suspensão no ar é PM₁₀ (as partículas em suspensão susceptíveis de passar através de uma tomada de ar selectiva com uma eficiência de corte de 50 % para um diâmetro aerodinâmico de 10 μm), sendo também comum a utilização de PM_{2,5} (as partículas em suspensão susceptíveis de passar através de uma tomada de ar selectiva com uma eficiência de corte de 50 % para um diâmetro aerodinâmico de 2,5 μm). Estas classes de tamanho de partículas foram identificadas reflectindo a penetração e deposição de partículas no sistema respiratório humano. As PM₁₀, também denominadas como "partículas torácicas," penetram e depositam no tracto respiratório profundo e as PM_{2,5}, ou "partículas respiráveis", penetram na região de troca gasosa dos pulmões [OMS, 2004].

Vários estudos [USEPA, 1997a; Brunekreef & Holgate, 2002] relacionam a exposição a matéria particulada, aguda ou crónica, a diversos efeitos na saúde, entre eles:

dificuldades respiratórias, irritação das vias aéreas superiores, tosse, diminuição da função pulmonar, exacerbação da asma, desenvolvimento de bronquite crónica, irregularidades no ritmo cardíaco, e morte prematura de indivíduos com doença pulmonar ou cardiovascular. A toxicidade da matéria particulada varia com vários factores [Harrison & Yin, 2000] como: a composição química; a natureza dos elementos vestigiais; acidez; conteúdo em sulfatos e a distribuição em tamanhos das partículas.

A matéria particulada atmosférica pode ser considerada como constituída por componentes principais, cada uma representando uma fracção da massa total de partículas, juntamente com elementos vestigiais que representam habitualmente menos de 1% da massa total de partículas [Harrison & Jones, 1995]. As amostras de ar de áreas urbanas de todo o mundo evidenciam a mesma composição, embora em proporções muito diferentes segundo o local de amostragem de ar. Esses componentes principais são tipicamente sulfatos, nitratos, amónia, cloretos, carbono elementar e carbono orgânico, material crustal e material biológico.

As principais fontes e efeitos na saúde dos poluentes considerados neste estudo são apresentados resumidamente no Quadro 1.

Quadro 1. Quadro resumo relativo a poluentes, suas principais fontes e efeitos na saúde.

| Poluente | Fontes | Efeitos na saúde |
|-----------------|---|--|
| PM | combustão; ressuspensão; fumo de tabaco | redução da função pulmonar; aumento da incidência de doença pulmonar obstrutiva crónica; redução da esperança de vida etc. |
| NO _x | combustão | redução da função pulmonar; sintomas respiratórios; etc. |
| O ₃ | ¹ fotocopiadoras; impressoras; purificadores de ar | redução da função pulmonar; aumento dos sintomas respiratórios; aumento da mortalidade; aumento das admissões hospitalares; etc. |

¹ O O₃ é um poluente secundário, não tendo fontes directas, mas apenas fontes de gases precursores, que dão origem ao ozono após reacção fotoquímica. Alguns equipamentos propiciam essas próprias reacções constituindo praticamente uma fonte.

| Poluente | Fontes | Efeitos na saúde |
|-----------------|---|---|
| SO ₂ | combustão | dores de cabeça, tonturas e náuseas; queimaduras nos olhos e pele; edema pulmonar; diminuição da função pulmonar; desenvolvimento de bronquite; etc. |
| COV | combustão; fumo de cigarros; materiais de isolamento; estofos; compostos de madeira; fumo de tabaco | irritações oculares e no sistema respiratório, dores de cabeça, perda de coordenação motora, danos no fígado, danos no sistema nervoso central etc. alguns são COV considerados carcinogénicos |

Os efeitos dos poluentes atmosféricos variam em função do tempo e das suas concentrações, sendo classificados como crónicos ou agudos. Os efeitos agudos traduzem as altas concentrações de um dado poluente que, ao serem atingidas, podem ter repercussões imediatas nos receptores. Os efeitos crónicos estão relacionados com uma exposição mais prolongada no tempo e a níveis de concentração mais baixos. Um outro aspecto importante a considerar é o efeito sinérgico dos poluentes, que podem ter efeitos em conjunto distintos dos que têm isoladamente.

2.4 Qualidade do ar e doença asmática nas crianças

As crianças são consideradas um grupo populacional particularmente vulnerável à poluição atmosférica. Esta maior vulnerabilidade, por comparação com os adultos, reside em vários factores, desde sistemas, respiratório, metabólico e imunitário, imaturos, a maiores taxas de infecção respiratória e perfis de actividade distintos. Estas diferenças, nomeadamente os perfis de actividade distintos, resultam em exposições à poluição atmosférica mais elevadas e, consequentemente, a maiores doses de poluentes no seu organismo. Em particular, a exposição à poluição atmosférica durante o desenvolvimento dos pulmões parece ter implicações de longo prazo, reduzindo a capacidade funcional máxima na idade adulta [Samet & Maynard, 2005].

Entre crianças a susceptibilidade é variável. A exposição à poluição atmosférica apresenta potencialmente maiores riscos para a saúde das crianças com asma, do que

para aquelas que não apresentam esta patologia. Estas diferenças na susceptibilidade individual podem, mais uma vez, ser causadas por factores de diversa natureza, desde factores de ordem genética, a questões de padrões de exposição individual, uma vez que, por exemplo, se sabe que as crianças que estão mais expostas a fumo de tabaco apresentam maior risco de ser afectadas pelos poluentes atmosféricos [Samet & Maynard, 2005].

A asma é uma afecção inflamatória crónica das vias aéreas, caracterizada por uma obstrução generalizada e variável do fluxo aéreo que é, frequentemente, reversível, espontaneamente ou sob acção de tratamento [GINA, 2010]. Esta doença é actualmente considerada em todo o mundo como um importante problema de saúde pública, afectando 300 milhões de pessoas de todas as idades, podendo nalguns casos ser fatal, com um enorme impacte na qualidade de vida do doente e sua família e com custos económicos importantes [GINA, 2010]. A asma é uma das doenças mais frequentes na criança e no jovem, com tendência para o crescimento da sua incidência e prevalência [Bugalho de Almeida *et al.*, 2009]. Não obstante os inúmeros trabalhos científicos, desenvolvidos um pouco por todo o mundo, sobre a incidência, prevalência e mortalidade por asma, sempre existiram grandes dificuldades metodológicas na sua realização e comparação, pelo facto da asma não ser de fácil definição e caracterização [Plácido, 2004]. Dois grandes estudos internacionais avaliaram a prevalência da asma em todo o mundo: nos adultos, o *European Community Respiratory Health Survey* (ECRHS), e nas crianças, o *International Study of Asthma and Allergies in Children* (ISAAC). Apesar da prevalência da asma ser bastante variável de país para país, esta aumentou consistentemente nos últimos 40 anos, a par das alergias [OMS, 2008]. Os custos económicos associados a esta doença, quer directos (internamentos e medicamentos), quer indirectos (absentismo e morte prematura), são elevados.

Em Portugal estima-se que existam cerca de 600 000 asmáticos [Bugalho de Almeida *et al.*, 2009]. Estes autores conduziram um estudo, com dados entre 2000 e 2007, concluindo que a taxa média anual nacional de internamento por asma foi de 30,79 por 100 000 habitantes, tendo falecido em média 0,77 doentes por cada 100 internamentos, e que o custo anual da asma, em Portugal, se cifra em cerca de €117,5 milhões. Resultados para Portugal do ISAAC indicam uma prevalência da asma em 2002 de 9,4 % para crianças de 6/7 anos e de 14,7% para crianças de 13/14 anos [Plácido, 2004].

À semelhança da tendência observada no resto do mundo, também em Portugal a prevalência desta doença tem vindo a aumentar substancialmente nos últimos anos e, apesar dos motivos para este aumento não estarem totalmente esclarecidos, o estilo de vida e factores ambientais têm sido apontados como prováveis responsáveis [Ferreira *et al.*, 2007]. O papel da poluição atmosférica no desenvolvimento da asma é um assunto ainda controverso. Sabe-se que as crianças que vivem em ambientes poluídos apresentam a função pulmonar diminuída, no entanto não se estabeleceu ainda uma relação clara com o desenvolvimento da asma [GINA, 2010].

Weiland *et al.* [2005] conduziram uma abrangente e extensa revisão bibliográfica sobre o impacte da poluição atmosférica na asma na criança. Estes autores estruturam os estudos que relacionam a poluição atmosférica com a doença asmática em dois grandes grupos: i) estudos de longo prazo, que relacionam a qualidade do ar com a incidência ou a prevalência de asma e; ii) estudos de curto prazo, que associam a qualidade do ar e o agravamento da asma. Apresenta-se nas secções seguintes (§2.4.1 e §2.4.2) uma síntese destes dois tipos de estudos.

2.4.1 Estudos de longo prazo

Os estudos de longo prazo consistem essencialmente na comparação da incidência de asma, entre diferentes áreas geográficas, para as quais a concentração dos poluentes atmosféricos é fornecida por um equipamento de monitorização, sendo essa concentração generalizada como exposição para todas as crianças das respectivas áreas. Nos estudos referidos são examinadas essencialmente as associações entre a doença asmática e as concentrações de PM, NO₂ e O₃.

A maioria dos trabalhos analisados não indica associação entre os níveis de concentração de material particulado no ar ambiente e a incidência ou prevalência de asma [Dockery *et al.*, 1989; Dockery *et al.*, 1996; Spengler *et al.*, 1996; Braun-Fahrlander *et al.*, 1997], apesar de esta associação ser encontrada para outros sintomas respiratórios [Ware *et al.*, 1986] e em particular para crianças asmáticas [McConnell *et al.*, 1999]. Também para o NO₂ não parecem existir evidências de associação com a prevalência ou incidência de asma [Braun-Fahrlander *et al.*, 1997; Baldi *et al.*, 1999; Ramadour *et al.*, 2000]. A não existência de evidências para este poluente é também resultado da não concordância entre estudos, havendo os que encontram associações positivas [Studnicka *et al.*, 1997; Peters *et al.*, 1999] e os que encontram associações negativas

[Dockery *et al.*, 1989]. Estas contradições poderão ser explicadas pela química deste poluente, uma vez que baixas concentrações de NO₂ podem resultar da produção de O₃. No que diz respeito ao ozono, as conclusões dos estudos também não são coincidentes havendo os que encontram associações positivas [Dockery *et al.*, 1989; Ramadour *et al.*, 2000] e negativas [Braun-Fahrlander *et al.*, 1997].

Entre os estudos de longo prazo existem ainda os que incorporam diferenças de exposição na mesma área geográfica. Estes recorrem a diferentes indicadores de poluição atmosférica, relacionados a maior parte das vezes com diferentes padrões de tráfego automóvel dentro da mesma área geográfica [Wjst *et al.*, 1993; van Vliet *et al.*, 1997; Ciccone *et al.*, 1998; Weiland *et al.*, 1999], como por exemplo a distância da habitação das crianças às vias de maior densidade de tráfego. Na generalidade estes estudos encontram mais associações com alguns sintomas respiratórios [Wjst *et al.*, 1993; Weiland *et al.*, 1994; Duhme *et al.*, 1996; Weiland *et al.*, 1999], assim como com a incidência ou prevalência de asma [Brauer *et al.*, 2002; Carr *et al.*, 2002; Shima *et al.*, 2003].

2.4.2 Estudos de curto prazo

Nos asmáticos o despoletar ou agravamento de sintomas pode ser causado por vários factores como infecções virais, exposição a alergenais, ar frio, emoções fortes ou exercício. Também a exposição a determinados poluentes atmosféricos parece agravar sintomas em crianças com asma.

O conjunto de estudos de curto prazo pode dividir-se essencialmente em dois grupos: i) os que relacionam séries temporais de concentração de poluentes no ar ambiente com episódios de urgência de crianças causados pela asma e, ii) e os estudos de painel que relacionam sintomas ou manifestações clínicas respiratórias de cada criança com indicadores individuais de exposição a poluentes atmosféricos.

A generalidade dos trabalhos apresenta associações consistentes entre episódios de urgência causados pela asma e a poluição atmosférica [Weiland & Forastiere, 2005]. A maioria dos estudos incide sobre PM, NO₂ e O₃. Enquanto que os estudos sobre PM [Medina *et al.*, 1997; Atkinson *et al.*, 1999a] e NO₂ [Medina *et al.*, 1997; Sunyer *et al.*, 1997; Anderson *et al.*, 1998; Atkinson *et al.*, 1999b] são coincidentes na indicação de fortes associações entre os episódios de urgência e as concentrações de poluentes, alguns sobre o O₃ apontam um efeito protector deste poluente [Anderson *et al.*, 1998; Atkinson *et al.*, 1999b; Thompson *et al.*, 2001], e outros não [White *et al.*, 1994; Stieb *et al.*, 1996]. Em

Portugal, Ferreira *et al.* [2009] reuniram dados de concentrações ambientais de partículas inaláveis e admissões hospitalares de crianças (0-15 anos) por motivo (doenças respiratórias e outros), evidenciando uma relação entre a ocorrência de doenças respiratórias e os níveis de partículas (bastante elevados na cidade de Lisboa) registados 3 dias antes da admissão do utente. Sousa *et al.* [2009] avaliaram o impacto do ozono no agravamento da asma em crianças de duas zonas com concentrações distintas deste poluente em Portugal. Concluíram que a prevalência de sintomas entre asmáticos era maior na zona com concentrações mais elevadas de O₃.

No que se refere aos estudos de painel, apesar da heterogeneidade metodológica existente, as conclusões parecem ser claras e concordantes: nas crianças com asma a poluição atmosférica está associada a um aumento da frequência de sintomas respiratórios e a um aumento da utilização de medicação. Em particular são encontradas associações positivas entre as PM [Peters *et al.*, 1996; Gielen *et al.*, 1997; van der Zee *et al.*, 1999], NO₂ [van der Zee *et al.*, 1999; Timonen *et al.*, 2002], e O₃ [Gielen *et al.*, 1997; Thurston *et al.*, 1997; Just *et al.*, 2002] e o agravamento da asma.

O efeito dos COV na saúde respiratória das crianças asmáticas não foi ainda um assunto particularmente explorado. Todavia existem já alguns trabalhos que indiciam associações entre estes poluentes e o agravamento da asma em crianças. Rumchev *et al.* [2004] conduziram um estudo, com crianças entre os 6 e os 36 meses, concluindo que as crianças que se dirigiram à emergência hospitalar com diagnóstico de asma tinham concentrações mais elevadas de COV nas suas habitações do que outras crianças da mesma zona. Na Suécia, um estudo com 627 crianças com 13/14 anos reporta associações significativas entre a prevalência de asma e a concentração de COV na escola [Smedje *et al.*, 1997]. Recentemente McGwin *et al.* [2010] publicaram um estudo onde reportam uma associação positiva entre a exposição a formaldeído e a asma nas crianças.

2.5 Quadro legislativo

Os efeitos da poluição atmosférica na saúde têm vindo a ser equacionados num vasto quadro legislativo, no âmbito de uma estratégia mais abrangente em matéria de ambiente e saúde. O carácter global da poluição é um desafio governativo a nível mundial, de importância estratégica nos dias de hoje. O rumo face ao desenvolvimento sustentável torna a governança com fortes motivações ambientais incontornável para

aqueles que se querem afirmar num mundo global. Por esta razão a agenda da estratégia e cooperação internacionais incorpora cada vez mais valores ambientais, resultando na inclusão de princípios de sustentabilidade em variados planos internacionais, regionais e locais. Ao nível global, destacam-se os Objectivos de Desenvolvimento do Milénio, nos quais se incluem a sustentabilidade ambiental, e os *World Summit on Sustainable Development* (WSSD).

Em termos pan-europeus, o processo intergovernamental *Environment for Europe* (EfE) proporciona uma plataforma para os estados-membros da Comissão Económica das Nações Unidas para a Europa (UNECE), conjuntamente, discutirem e agirem para fazer face aos problemas ambientais comuns. No âmbito do processo EfE foram já realizadas cinco conferências ministeriais que resultaram na promoção de um ambiente mais saudável nos mais de 50 estados-membros, que incluem praticamente todos os países europeus e parceiros, como o Canadá e os EUA.

Ao nível comunitário os objectivos gerais da União Europeia (UE) estão definidos na *Sustainable Development Strategy* e na Estratégia de Lisboa “*on Growth, Jobs, and Competition*”. Estas são complementadas pelos Programas de Acção em Matéria de Ambiente (PAA), que fornecem à UE os instrumentos necessários para a construção das políticas ambientais.

2.5.1 Estratégia Europeia

Em 1972 a Comissão Europeia elaborava o 1º Programa de Acção da Comunidade Europeia em matéria de Ambiente, o qual entrou em vigor em 1973. Este constituiu o primeiro de, até ao momento, seis documentos estratégicos nos quais a UE definiu as prioridades e objectivos da política ambiental, e enumerou as medidas a tomar no sentido de contribuir para a aplicação da sua estratégia referente ao desenvolvimento sustentável.

O 6º Programa Comunitário de Acção em Matéria de Ambiente é intitulado “Ambiente 2010: o nosso futuro, a nossa escolha”, e estende-se entre 2002 e 2012. O 6º PAA identifica quatro domínios de acção prioritários: mudança climática, biodiversidade, ambiente e saúde, e gestão sustentável dos recursos e dos resíduos. No domínio ambiente e saúde, o objectivo do programa é atingir uma qualidade ambiental que não coloque em perigo, nem afecte negativamente, a saúde das pessoas, sendo a saúde definida como um estado de bem-estar físico, mental e social completo, e não apenas

como a ausência de doença ou enfermidade [COM(2001)31 final]. Com este propósito o programa propõe as seguintes linhas de acção:

- i) identificação dos riscos para a saúde humana, nomeadamente de grupos que apresentam maior susceptibilidade como as crianças e os idosos, assim como a adopção de legislação conforme;
- ii) introdução da temática ambiente e saúde nas restantes políticas e na legislação relativa à água, ao ar, aos resíduos e ao solo, reforçando a sua interdisciplinaridade;
- iii) reforço da investigação no domínio ambiente e saúde;
- iv) estabelecimento de um novo sistema de avaliação e gestão dos riscos dos produtos químicos;
- v) proibição ou limitação da utilização dos pesticidas mais perigosos e a garantia de que sejam aplicadas as melhores práticas de utilização;
- vi) garantia de aplicação da legislação relativa à água;
- vii) garantia de aplicação das normas relativas à qualidade do ar e a definição de uma estratégia de combate à poluição atmosférica;
- viii) adopção e a aplicação da directiva relativa ao ruído.

Decorrente do 6ºPAA foi preparada por parte da Comissão Europeia (CE), uma série de documentos estratégicos que visam consubstanciar as linhas de acção definidas, dos quais se destacam: a Estratégia Temática sobre Poluição Atmosférica (ETPA); a Estratégia Europeia de Ambiente e Saúde (SCALE); e o Plano Europeu Ambiente e Saúde para as Crianças, em conjunto com a OMS – Europa.

CAFE – Ar Limpo para a Europa

A ETPA, intitulada programa *Clean Air for Europe* (CAFE) tem como objectivo o desenvolvimento de uma política estratégica e integrada, a longo prazo, para proteger a saúde humana e o ambiente dos efeitos da poluição atmosférica [COM(2001) 245 final]. Essa política ambiental visa um nível elevado de protecção do ambiente com base no princípio de precaução, tendo em conta os melhores dados científicos e técnicos disponíveis e os custos e benefícios da acção ou inacção. Os seus objectivos específicos são:

- i)* desenvolver, recolher e validar informações científicas relativas aos efeitos da poluição do ar ambiente ;
- ii)* apoiar a aplicação e analisar a eficácia da legislação existente, em especial das directivas-filhas relativas à qualidade do ar, da decisão sobre o intercâmbio de informações e dos valores máximos de emissão nacionais fixados na legislação; contribuir para a revisão dos protocolos internacionais e desenvolver novas propostas como e quando for necessário;
- iii)* assegurar que as medidas necessárias para cumprir os objectivos de qualidade do ar e de deposição serão tomadas, de uma forma economicamente eficiente, e mediante o desenvolvimento de ligações estruturais efectivas com os domínios políticos pertinentes;
- iv)* determinar uma estratégia global, integrada e periódica que defina objectivos de qualidade do ar adequados para o futuro e medidas economicamente eficientes para realizar esses objectivos;
- v)* divulgar amplamente as informações técnicas e políticas decorrentes da execução do programa.

A CE examinou em que medida a legislação actual era suficiente para se atingirem os objectivos do 6º PAA até 2020. Verificou-se, com base nas informações científicas e sanitárias disponíveis, que as emissões futuras de poluentes para a atmosfera continuariam a ter repercussões negativas significativas sobre a saúde e o ambiente, mesmo aplicando a legislação actual de forma efectiva. Esta estratégia estabelece objectivos provisórios em matéria de poluição atmosférica na UE e propõe as medidas apropriadas para os atingir. O seu propósito é descrever as acções necessárias na Europa, aos diferentes níveis, para satisfazer objectivos ambiciosos de protecção do ambiente e da saúde humana, relativamente a impactes negativos significativos decorrentes da poluição atmosférica. A ETPA identifica como problemas resultantes da poluição atmosférica mais relevantes, relativamente à saúde humana, o ozono troposférico e as partículas, e relativamente ao ambiente, a acidificação, a eutrofização e o ozono troposférico. O programa CAFE explora também as relações entre a qualidade do ar no interior e no exterior dos edifícios, em particular nas zonas urbanas. Para que sejam atingidos os objectivos da Estratégia, em 2020, foi definido um possível conjunto de políticas e medidas para

implementação. Cada uma delas foi, ou será, sujeita a uma avaliação de impactes e a uma análise de custo-benefício.

SCALE – Estratégia Europeia de Ambiente e Saúde

Face à complexidade e especificidade das questões sobre o ambiente e saúde a UE adoptou uma estratégia específica, Estratégia Europeia de Ambiente e Saúde, denominada iniciativa SCALE [COM(2003)338 final]. A SCALE representa uma abordagem completa e de longo prazo, que visa proteger a sociedade como um todo, de acordo com os seguintes pontos:

- i) baseada na ciência (*Science*), congregando os saberes de um largo espectro de redes de intervenientes, incluindo peritos em ambiente e saúde dos estados-membros e dos países candidatos à adesão e de organizações internacionais, não governamentais e de consumidores.
- ii) centrada nas crianças (*Children*), já que o investimento na saúde infantil é essencial para garantir o desenvolvimento humano e económico. As crianças são particularmente vulneráveis aos riscos ambientais, não podendo ser vistas como “adultos em ponto pequeno”, uma vez que deles diferem na fisiologia, no metabolismo, na dieta e no comportamento. Para além disso, o referido enfoque é importante porque a saúde das crianças constitui um direito humano elementar: a Convenção das Nações Unidas sobre os direitos da criança exige para as crianças “a melhor saúde que se possa alcançar”.
- iii) que promove a sensibilização (*Awareness*) das pessoas para a inter-relação entre ambiente e saúde, de modo que todos possam ver como a degradação ambiental afecta a saúde de todos, e a das crianças em particular.
- iv) que utiliza os instrumentos jurídicos (*Legal instruments*) previstos para acrescentar valor às acções empreendidas a nível internacional e nacional, ao impor a adopção de acções comunitárias que ataquem de modo integrado os problemas de saúde relacionados com o ambiente.
- v) que inclui uma avaliação (*Evaluation*) constante e contínua da eficácia e da eficiência económica das acções em termos de redução da incidência de problemas de saúde relacionados com o ambiente. A referida avaliação proporcionará novos conhecimentos científicos, que servirão de base a novas acções e a acções correctivas e propiciarão uma sensibilização ainda maior.

Plano de Acção Europeu Ambiente e Saúde

No âmbito da implementação dos compromissos assumidos, Portugal comprometeu-se a elaborar um Plano de Acção Nacional sobre Ambiente e Saúde, participar no trabalho da Comissão de Organização da UNECE e nas reuniões do Comité Europeu de Ambiente e Saúde, bem como acompanhar o processo de implementação do Plano de Acção Europeu “Ambiente e Saúde” 2004-2010.

O Plano de Acção Europeu Ambiente e Saúde 2004-2010 [COM(2004)416 final] pretende conseguir a informação necessária para ajudar a reduzir os efeitos adversos causados pela poluição ambiental na saúde dos cidadãos dos estados-membros.

As medidas propostas incluem a selecção e monitorização dos indicadores de saúde, de ambiente e das diversas vias de exposição, preconizando-se acções de investigação privilegiando doenças como asma/alergias, perturbações do desenvolvimento neurológico, cancro e perturbações do sistema endócrino, para além de se considerarem igualmente questões emergentes como as relacionadas com os efeitos das alterações climáticas sobre a saúde. Prevêem-se ainda acções de sensibilização aos riscos e a possibilidade de se instalar biomonitorização à escala europeia, de modo a tornar possível medir a exposição aos poluentes existentes no ambiente. Outro aspecto importante em matéria de informação reside na vigilância de situações de exposição que levam à prevalência de doenças ligadas à má qualidade da água, à poluição atmosférica e à ingestão de alimentos contaminados.

Há uma necessidade de cooperação contínua entre os estados-membros, as autoridades nacionais, regionais e locais, entre os organismos responsáveis pelo ambiente, saúde, investigação, e educação. É também muito importante o empenho dos industriais, agricultores e de todas as partes interessadas, cabendo aos estados-membros encarregar-se da vigilância e avaliação dos riscos.

Plano Europeu Ambiente e Saúde para as Crianças

Em 2004, na Hungria, teve lugar a 4ª Conferência Ministerial sobre ambiente e saúde. No seguimento desta reunião é definido o Plano Europeu Ambiente e Saúde para as Crianças. Neste plano indica-se que, apesar das melhorias significativas alcançadas na saúde infantil na Europa nas últimas décadas, estas melhorias não são homogêneas na Europa e que a saúde de uma percentagem crescente de crianças está a ser ameaçada por

más condições ambientais, pobreza, e mau funcionamento dos sistemas nacionais de saúde e segurança social, assim como por conflitos armados e violência.

Um dos quatro objectivos prioritários deste plano de acção é prevenir e reduzir a doença respiratórias nas crianças devido à poluição atmosférica, quer em ambientes exteriores, quer em ambientes interiores, resultando na redução de crises de asma na criança e garantindo que estas possam viver em ambientes com ar limpo. Mais especificamente este plano define como acções:

- i)* o desenvolvimento de estratégias para a qualidade do ar interior que tenham em linha de conta a especificidade das crianças;
- ii)* a implementação de uma Convenção sobre o Controle do Tabaco, assim como o estabelecimento de programas de promoção da saúde que reduzam a prevalência do tabagismo e a exposição de crianças e mulheres grávidas ao fumo do tabaco;
- iii)* a melhoria do acesso a sistemas de aquecimento e cozinhas mais saudáveis e seguros com utilização de combustíveis menos poluentes;
- iv)* a aplicação e o reforço da regulamentação que resulte na melhoria da qualidade do ar, nomeadamente nas habitações e edifícios escolares, com especial destaque para os materiais de construção e mobiliário;
- v)* a redução das emissões de poluentes atmosféricos para o ar ambiente, em particular provenientes de fontes como os transportes e a indústria, através de legislação apropriada, que permita assegurar o cumprimento dos padrões de qualidade do ar impostos pela UE.

Declaração de Parma

Na 5ª Conferência Ministerial de Ambiente e Saúde, realizada em Parma, em Março de 2010, os países signatários da Declaração Ministerial de Ambiente e Saúde (Declaração de Parma), comprometeram-se a reforçar o compromisso de reduzir os principais factores de risco para a saúde humana relacionados com o ambiente, nos próximos dez anos, com especial atenção às crianças. As áreas definidas como prioritárias foram:

- i)* garantir a saúde pública, melhorando o acesso a água potável e saneamento;
- ii)* abordar as questões de obesidade e de lesões, através de ambientes seguros, actividade física e alimentação saudável;

- iii) prevenir e reduzir as doenças respiratórias devidas à poluição do ar interior e exterior, contribuindo, designadamente, para uma redução na frequência de ataques de asma;
- iv) prevenir doenças decorrentes da exposição a factores químicos, biológicos e físicos.

A preocupação na temática qualidade do ar saúde, reflectida em distintas estratégias, foi já vertida em vários documentos legislativos, com o objectivo de regulamentar o recurso ar.

2.5.2 Legislação comunitária e nacional

Portugal, como um estado-membro da UE, rege-se pelas normas e leis estabelecidas pela CE, sendo o quadro legislativo português construído através do estabelecimento de leis nacionais que têm por base a obrigação de transposição para o direito interno dos documentos legislativos.

2.5.2.1 Ar ambiente

A base da legislação ambiental nacional e europeia de qualidade do ar foi estipulada na Directiva-Quadro (DQ) da Qualidade do Ar – DQ 96/62/CE, de 27 de Setembro. Este diploma veio definir um quadro legal em matéria de gestão da qualidade do ar, introduzindo um novo conjunto de obrigações a cumprir pelos estados-membros. A DQ foi transposta para a legislação nacional através do Decreto-Lei (DL) 276/99. Posteriormente, foram publicadas quatro Directivas-Filha (DF), com o propósito de regulamentar as concentrações de poluentes atmosféricos específicos, definindo, para estes, valores-limite (VL), valores-alvo (VA), objectivos a longo prazo (OLP), limiares de informação (LI) e limiares de alerta (LA). Todas as DF foram transpostas para o direito nacional.

Em 2008 foi publicada a nova DQ da qualidade do ar, a DQ 2008/50/CE. Na generalidade, esta directiva compila a regulamentação das directivas que revoga, sendo as principais alterações relativamente às anteriores:

- i) o estabelecimento de um objectivo nacional de redução da exposição às PM_{2,5} e de um valor alvo e um valor limite para as PM_{2,5} para a protecção da saúde humana;

- ii) a possibilidade de prorrogação dos prazos de cumprimento e isenção da obrigação de aplicar determinados valores-limite.

A 23 de Setembro de 2010 o DL 102/2010 procede à transposição para o direito interno da DQ 2008/50/CE. Tendo em conta critérios de eficiência e de simplificação, o DL procedeu ainda à consolidação do regime jurídico relativo à avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente, o qual se encontrava disperso por vários DL. Em consequência, incluiu-se ainda no DL 102/2010 a transposição da directiva 2004/107/CE, relativa ao arsénio, ao cádmio, ao mercúrio, ao níquel e aos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no ar ambiente, cuja transposição tinha sido efectuada pelo DL 351/2007, que foi revogado. A Figura 10 ilustra a legislação nacional e europeia relativa à qualidade do ar.

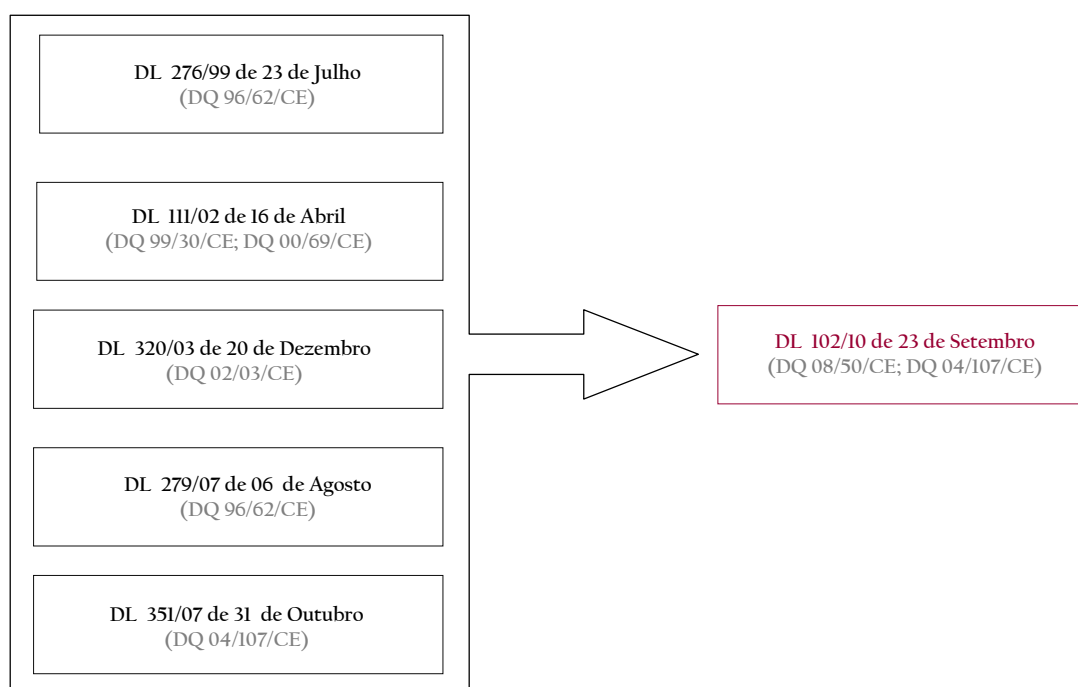


Figura 10. Legislação nacional e europeia relativa à qualidade do ar.

Na sequência da transposição da DQ 96/62/CE, o território nacional foi dividido em Zonas e Aglomerações, passando a ser obrigatória a avaliação da qualidade do ar nessas áreas. Essa avaliação, segundo os critérios estabelecidos, é da responsabilidade da Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) competente. Ao nível nacional, é a Agência Portuguesa do Ambiente (APA) a entidade responsável por aprovar os meios de medição, analisar os métodos de avaliação e coordenar a nível nacional os programas de garantia da qualidade organizados pela CE. Os métodos de avaliação da qualidade do ar englobam não só os dados de medição das concentrações

de poluentes no ar ambiente mas também, e como complemento, a sua simulação recorrendo a técnicas de modelação numérica. Enquanto que a legislação anterior baseava a avaliação da qualidade do ar em técnicas de monitorização, a DQ 08/50/CE encoraja e enfatiza a importância da utilização da modelação, em conjunto com a monitorização.

2.5.2.2 Ar interior

Contrastando com o elaborado conjunto de políticas existentes para o ar ambiente, uma política comum e estruturada respeitante à qualidade do ar interior não está ainda disponível na UE. No entanto, existem na legislação europeia várias directivas de outros sectores que incluem diferentes vertentes da qualidade do ar interior, mas que não estabelecem nem fixam valores limite, nomeadamente: a Directiva dos Produtos de Construção (1989/106/CEE); a Directiva das Aplicações de Gás (1990/396/CEE); a Directiva dos Resíduos Perigosos (1991/689/CEE); a Directiva das Aplicações de Calor (1992/42/CEE); a Directiva da Segurança Geral dos Produtos (2001/95/CE); a Directiva do Desempenho Energético dos Edifícios (2002/91/CE); a Directiva do Eco – Design (2005/32/CE); e a Directiva relativa ao registo, avaliação, autorização e restrição de substâncias químicas (REACH) (2006/121/CE). Na Figura 11 estão sistematizadas as directivas da União Europeia que incluem aspectos da qualidade do ar interior. Estas directivas regulamentam essencialmente a diminuição ou eliminação de fontes de poluentes ou a redução da poluição existente através de normas de ventilação.

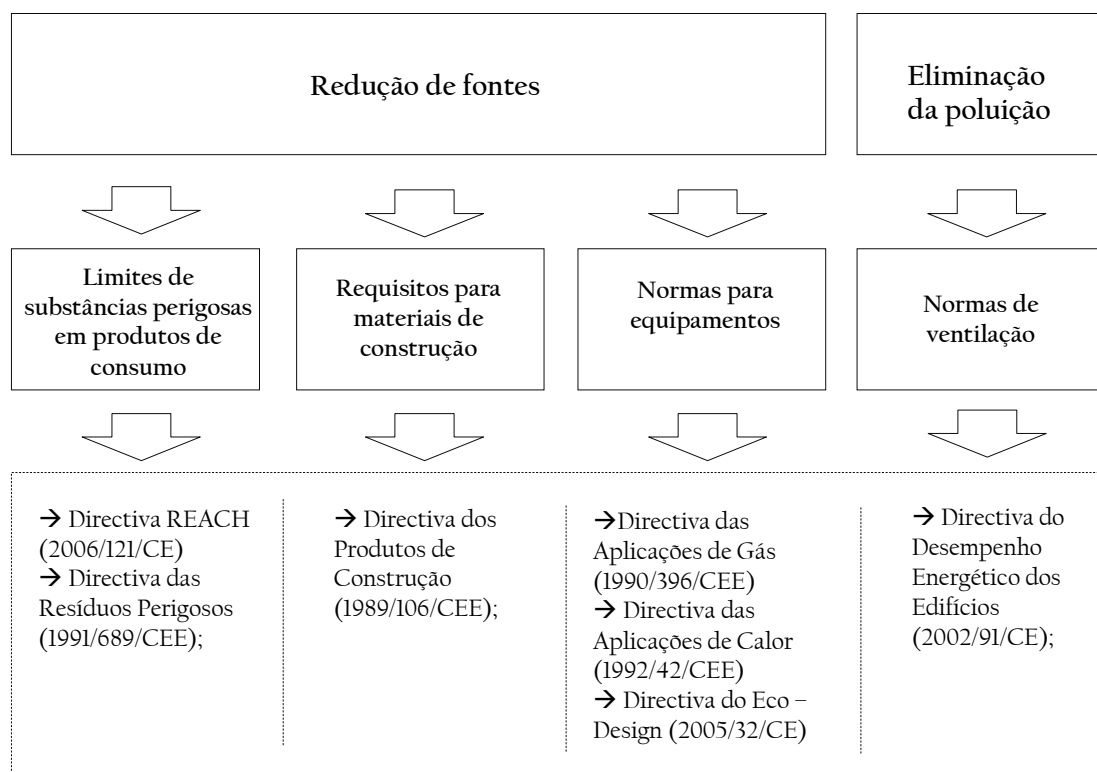


Figura II. Directivas europeias que incluem vertentes da qualidade do ar interior.

A Directiva 2002/91/CE responsabiliza cada estado-membro pelo estabelecimento de valores-limite de qualidade do ar interior a aplicar no seu território. Em Portugal esta directiva foi transposta em 2006 para a ordem jurídica nacional, através de um pacote legislativo composto por três DL: 78/2006; 79/2006 e 80/2006. O DL 78/2006, Sistema Nacional de Certificação Energética e da Qualidade do Ar Interior nos Edifícios (SCE) integra, como objectivos:

- i)* assegurar a aplicação regulamentar, nomeadamente no que respeita às condições de eficiência energética, à utilização de sistemas de energias renováveis e, ainda, às condições de garantia do ar interior, de acordo com as exigências e disposições contidas no Regulamento das Características de Comportamento Térmico dos Edifícios (RCCTE) e no Regulamento dos Sistemas Energéticos e de Climatização dos Edifícios (RSECE);
- ii)* certificar o desempenho energético e a qualidade do ar interior nos edifícios;
- iii)* identificar as medidas correctivas ou de melhoria de desempenho aplicáveis aos edifícios e respectivos sistemas energéticos, quer no que respeita ao desempenho energético, quer no que respeita à qualidade do ar interior.

O DL 79/2006, RSECE, estabelece, entre outras:

- i)* as condições a observar no projecto de novos sistemas de climatização, especialmente os requisitos em termos de conforto térmico, renovação, tratamento e qualidade do ar interior, estabelecendo para edifícios novos, limites máximos de concentração de poluentes, nomeadamente, CO, dióxido de carbono (CO₂), COV, PM, O₃ e formaldeído (HCOH);
- ii)* as condições de monitorização e de auditoria de funcionamento dos edifícios em termos dos consumos de energia e da qualidade do ar interior.

O DL 80/2006, RCCTE, indica as regras a observar no projecto de todos os edifícios de habitação e dos edifícios de serviços sem sistemas de climatização centralizados, de modo a que:

- i)* se cumpram as exigências de conforto térmico e de ventilação para garantia de qualidade do ar no interior dos edifícios;
- ii)* sejam minimizadas as situações patológicas nos elementos de construção provocadas pela ocorrência de condensações superficiais ou internas, com potencial impacte negativo na durabilidade dos elementos de construção e na qualidade do ar interior.

Apesar de estabelecidos muito recentemente, os valores limite relativos à qualidade do ar interior, definidos no RSECE, estão em revisão, esperando-se uma actualização no decorrer do ano 2011.

2.5.3 Valores legislados e valores recomendados

Um dos instrumentos de gestão do recurso ar passa pela avaliação da qualidade do ar por comparação com valores-limite e limiares de informação e de alerta, impostos pelas directivas comunitárias, para os principais poluentes atmosféricos, tendo em vista a protecção da saúde e dos ecossistemas. Esta avaliação é feita usualmente por medição directa. Porém, tal como referido, a legislação mais recente fornece abertura à utilização de modelos de qualidade do ar como instrumentos de avaliação.

A OMS também estabeleceu os seus próprios valores guia, que constituem uma referência internacional dos efeitos adversos da exposição a diferentes poluentes atmosféricos na saúde humana [OMS, 2006].

No Quadro 2 estão resumidos os valores-limite, e respectivas médias temporais, para a qualidade do ar ambiente, estabelecidos pela legislação comunitária (e nacional) e pela

OMS. Para além dos poluentes já mencionados, apresentam-se os valores para os poluentes cobertos, quer pela legislação nacional, quer pelas recomendações da OMS.

Quadro 2. Padrões da qualidade do ar definidos pela legislação comunitária e nacional, em vigor, e valores guia recomendados pela OMS, e respectiva média temporal.

| poluentes | CE | OMS |
|---------------------|----------------------------------|-----------------------------------|
| arsénio | 6 ng.m ⁻³ (1 ano) | - |
| benzeno | 5 µg.m ⁻³ (1 ano) | - |
| benzo(a)pireno | 1 ng.m ⁻³ (1 ano) | - |
| cádmio | 5 ng.m ⁻³ (1 ano) | 5 ng.m ⁻³ (1 ano) |
| chumbo | 0,5 µg.m ⁻³ (1 ano) | 0,5 µg.m ⁻³ (1 ano) |
| dióxido de azoto | 200 µg.m ⁻³ (1 hora) | 200 µg.m ⁻³ (1 hora) |
| | 40 µg.m ⁻³ (1 ano) | 40 µg.m ⁻³ (1 ano) |
| monóxido de carbono | 10 mg.m ⁻³ (1 ano) | 100 mg.m ⁻³ (15 min) |
| | | 60 mg.m ⁻³ (30 min) |
| | | 30 mg.m ⁻³ (1h) |
| | | 10 mg.m ⁻³ (8h) |
| dióxido de enxofre | 350 µg.m ⁻³ (1h) | 500 µg.m ⁻³ (10 min) |
| | 125 µg.m ⁻³ (24h) | 20 µg.m ⁻³ (24h) |
| | 20 µg.m ⁻³ (1 ano) | - |
| níquel | 20 ng.m ⁻³ (1 ano) | - |
| ozono | 240 µg.m ⁻³ (1h) (LA) | - |
| | 180 µg.m ⁻³ (1h) (LI) | - |
| | 120 µg.m ⁻³ (8h) | 100 µg.m ⁻³ (8h) |
| PM10 | 50 µg.m ⁻³ (24h) | 50 µg.m ⁻³ (24h) |
| | 40 µg.m ⁻³ (1 ano) | 20 µg.m ⁻³ (1 ano) |
| PM2,5 | - | 25 µg.m ⁻³ (24h) |
| | 25 µg.m ⁻³ (1 ano) | 10 µg.m ⁻³ (1 ano) |
| tolueno | - | 260 µg.m ⁻³ (1 semana) |

Os valores-guia da OMS e os valores-limite europeus são similares para a maioria dos poluentes. A OMS não estabelece valores guia para a qualidade do ar ambiente para o benzeno por considerar que, por ser um composto carcinogénico, não existe nível de exposição seguro a este poluente [OMS, 2006].

No que diz respeito ao ar interior, a legislação nacional fixou as concentrações máximas de poluentes e microrganismos no interior dos edifícios abrangidos pelo RSECE [DL 79/2006]. A OMS publicou, no final do ano de 2010, os primeiros valores guia para a qualidade do ar interior [OMS, 2010b]. Esta organização seleccionou, nesta primeira

recomendação para valores no ar interior, os poluentes benzeno, CO, formaldeído, naftaleno, NO₂, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH), radão, tricloroetileno e tetracloroetileno, por considerar que são poluentes com fontes interiores, com associações conhecidas a problemas de saúde e que podem atingir, nestes espaços, concentrações preocupantes. Os valores identificados nos dois documentos referidos são apresentados no Quadro 3.

Quadro 3. Concentrações máximas de poluentes e microrganismos no interior dos edifícios [DL 79/2006] e valores guia para a qualidade do ar interior [OMS, 2010b].

| poluentes | RSECE | OMS |
|---------------------|-------------------------|---|
| benzeno | - | ¹ — |
| COV totais | 0,6 mg.m ⁻³ | - |
| dióxido de azoto | - | 200 µg.m ⁻³ (1 hora) 40 µg.m ⁻³ (1 ano) |
| dióxido de carbono | 1800 mg.m ⁻³ | - |
| formaldeído | 0,1 mg.m ⁻³ | 0,1 mg.m ⁻³ (30 min) |
| | | 100 mg.m ⁻³ (15 min) |
| monóxido de carbono | 12,5 mg.m ⁻³ | 35 mg.m ⁻³ (1 h) 10 mg.m ⁻³ (8 h) 7 mg.m ⁻³ (24 h) |
| naftaleno | - | 0,01 mg.m ⁻³ (1 ano) |
| ozono | 0,2 mg.m ⁻³ | - |
| PAH | - | ¹ — |
| PM10 | 0,15 mg.m ⁻³ | - |
| radão | 400 Bq.m ⁻³ | 100 Bq.m ⁻³ |
| tricloroetileno | - | ¹ — |
| tetracloroetileno | - | 0,25 mg.m ⁻³ (1 ano) |
| bactérias | 500 UFC.m ⁻³ | - |
| fungos | 500 UFC.m ⁻³ | - |

*UFC = Unidades Formadoras de Colónias

Os valores-limite, ou de referência, identificados pelos RSECE, carecem de limite temporal associado. Na tentativa de colmatar esta falha, foi publicada uma nota técnica que recomenda que cada registo de leitura tenha um período mínimo de cinco minutos, e que o momento de amostragem seja representativo do período de ocupação. Os valores

¹ A OMS não estabelece valores-guia para a qualidade do ar interior no que diz respeito a este poluente pois considera que, por ser um composto carcinogénico, não existe nível de exposição seguro.

estabelecidos pela OMS para o ar interior são similares ao estabelecidos para o ar ambiente, indicando que os valores guia já existentes são potencialmente aplicáveis ao ar interior e que devem ser tidos em linha de conta no desenvolvimento de limites específicos.

2.6 Síntese

Para estudar os efeitos da poluição atmosférica na saúde é necessário percorrer uma cadeia de eventos, desde a emissão até ao efeito em concreto, sendo para isso fundamental investir no conhecimento de cada um dos passos intermédios. A poluição atmosférica tem repercussões na saúde humana, sendo as crianças um grupo particularmente vulnerável à poluição atmosférica. O efeito dos poluentes atmosféricos na asma nas crianças é um assunto que já tem sido estudado, mas que carece ainda de alguma fundamentação. Em particular, identificou-se que existem poluentes, entre os quais os COV, para os quais a informação é insuficiente.

Com base no conhecimento existente, a CE definiu estratégias e legislação, que incluem valores-limite de poluentes atmosféricos, quer no ar ambiente, quer no ar interior. Apesar da legislação actual para o ar interior ser ainda incipiente, começam a surgir documentos que reforçam a necessidade de trabalhar este domínio.

No capítulo seguinte apresenta-se a escolha do caso de estudo que permitirá aprofundar o conhecimento da temática poluição atmosférica saúde, que é o objectivo principal desta tese.

CAPÍTULO 3

3 Selecção e apresentação do caso de estudo

Para o esclarecimento do efeito da poluição atmosférica na saúde, e, em particular, no agravamento da doença asmática na criança, foi essencial identificar e estudar um grupo específico de crianças, inserido numa área geográfica que constituiu o caso de estudo. Esta selecção foi realizada no âmbito do projecto SaudAr.

3.1 Selecção da área geográfica a estudar

O projecto SaudAr, mais abrangente que o trabalho apresentado neste documento, visava estudar a relação entre a poluição atmosférica e a exacerbação da asma na criança, numa área geográfica onde os problemas de qualidade do ar não estavam ainda presentes, mas cujo elevado potencial de desenvolvimento pudesse vir a beneficiar da intervenção do estudo. As políticas de desenvolvimento dessa área, depois de sensibilizado o poder autárquico responsável, poderiam ser orientadas na direcção da sustentabilidade e apoiadas em conhecimento científico. Face a este objectivo realizou-se um levantamento inicial de indicadores demográficos e de qualidade do ar, a nível nacional, para pré-seleccionar regiões que seriam estudadas com mais detalhe. Identificaram-se áreas sem problemas aparentes de qualidade do ar, para posteriormente escolher a que apresentasse melhor adequabilidade no que diz respeito

ao potencial de desenvolvimento e à presença de população infantil. Visando seguir medicamente entre 50 a 100 crianças asmáticas, e tendo em conta a prevalência de asma em crianças em idade escolar em Portugal (10% [Plácido, 2004]), estimou-se ser necessário seleccionar uma amostra composta por cerca de 500 a 1000 crianças recrutadas nas escolas da cidade escolhida, de modo a garantir a representatividade do estudo.

Para a identificação das áreas de Portugal Continental sem níveis de poluição atmosférica preocupantes, procedeu-se à quantificação de indicadores de qualidade do ar, nomeadamente das emissões atmosféricas e dos valores de concentração de poluentes no ar ambiente. A distribuição espacial das emissões atmosféricas dos principais poluentes, em Portugal Continental, é apresentada na Figura 12, com base nas estimativas de emissões, para 2003, publicadas pela APA [2006].

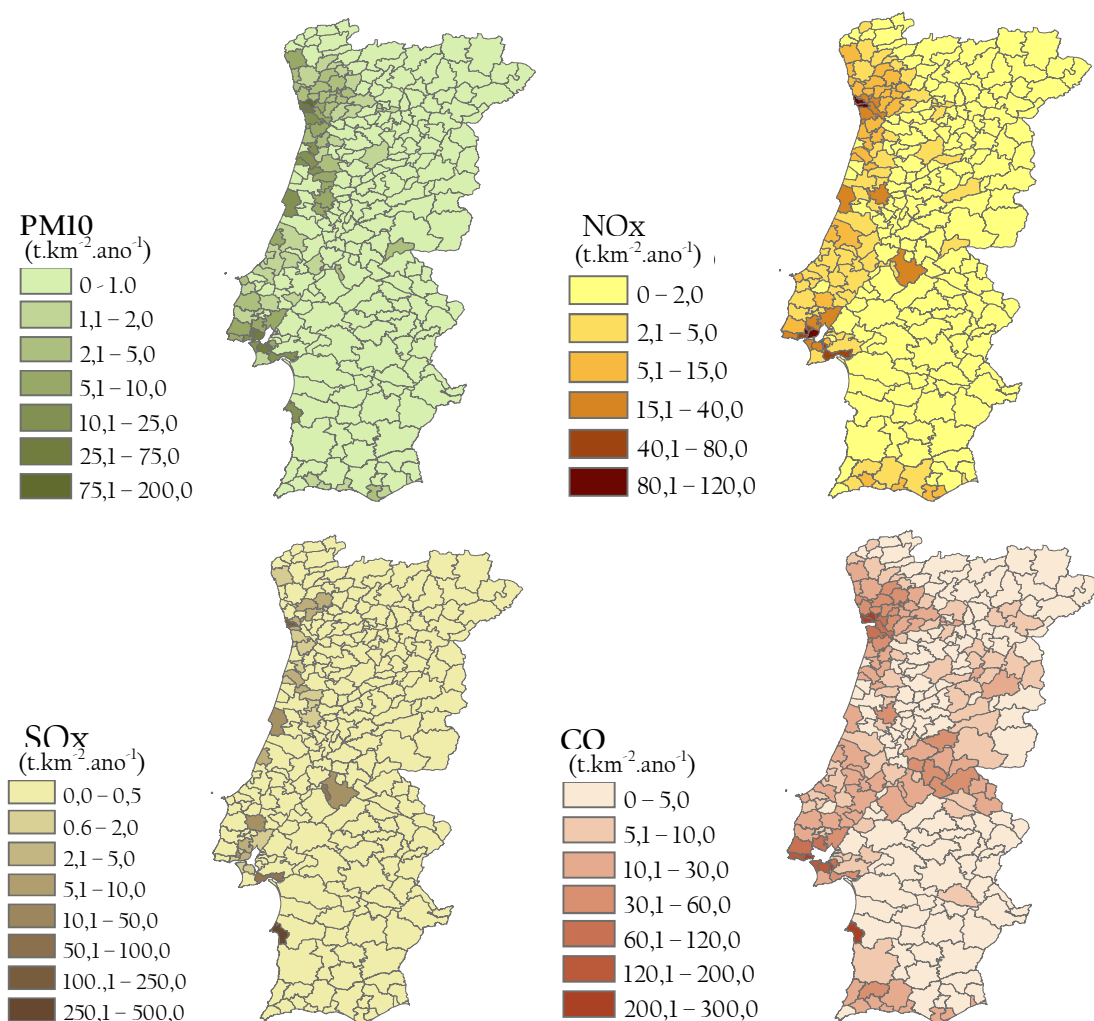


Figura 12. Distribuição e quantificação das emissões antropogénicas (ton.km⁻².ano⁻¹) para PM10, NOx, SOx e CO, para o ano de 2003 em Portugal Continental.

A análise dos mapas apresentados na Figura 12, juntamente com a distribuição da população em Portugal Continental (Anexo A), permite identificar uma distribuição espacial das emissões antropogénicas coincidente com a população, concentrando-se nas áreas metropolitanas de Lisboa e do Porto, e ao longo da costa. A distribuição espacial das emissões atmosféricas ao nível nacional indica que são os concelhos localizados no interior do país os potencialmente mais interessantes como casos de estudo, pois apresentam valores relativamente baixos de emissões para os vários poluentes considerados, quando comparados com as áreas do litoral. No entanto, face à complexidade dos processos atmosféricos, nem sempre os locais com valores mais elevados de emissões coincidem com as zonas com concentrações mais elevadas de poluentes. Face ao facto de as redes regionais de monitorização da qualidade do ar não possibilitarem uma avaliação completa do panorama nacional, por não cobrirem grande parte do território, em particular o interior, pois as estações que as constituem concentram-se essencialmente na faixa litoral e nas grandes aglomerações de Porto e Lisboa, para um conhecimento global da distribuição espacial das concentrações de poluentes no ar ambiente em todo o país é essencial utilizar técnicas de modelação numérica. A Figura 13 e a Figura 14 apresentam campos de concentração de O₃ e PM10, ao nível do solo, simulados por Monteiro *et al.* [2005; 2007] utilizando um sistema de modelação numérica da qualidade do ar, para avaliar a qualidade do ar ao nível nacional.

Relativamente ao ozono, a DQ 08/50/CE transposta para a legislação nacional pelo DL 120/2010, define como valores-limite alvo, a cumprir até 2010, 120 µg m⁻³ para a 26^a máxima média móvel octo-horária diária e 18 000 µg m⁻³ h para o valor de AOT40¹ (relativo ao período Maio-Julho). A Figura 13 apresenta resultados de modelação para estes dois parâmetros definidos pela legislação para o O₃, para o ano de 2004.

¹ AOT40 – Valor limite para a protecção dos ecossistemas relativamente ao ozono (do inglês *Accumulated Ozone dose over a Threshold of 40 ppb*)

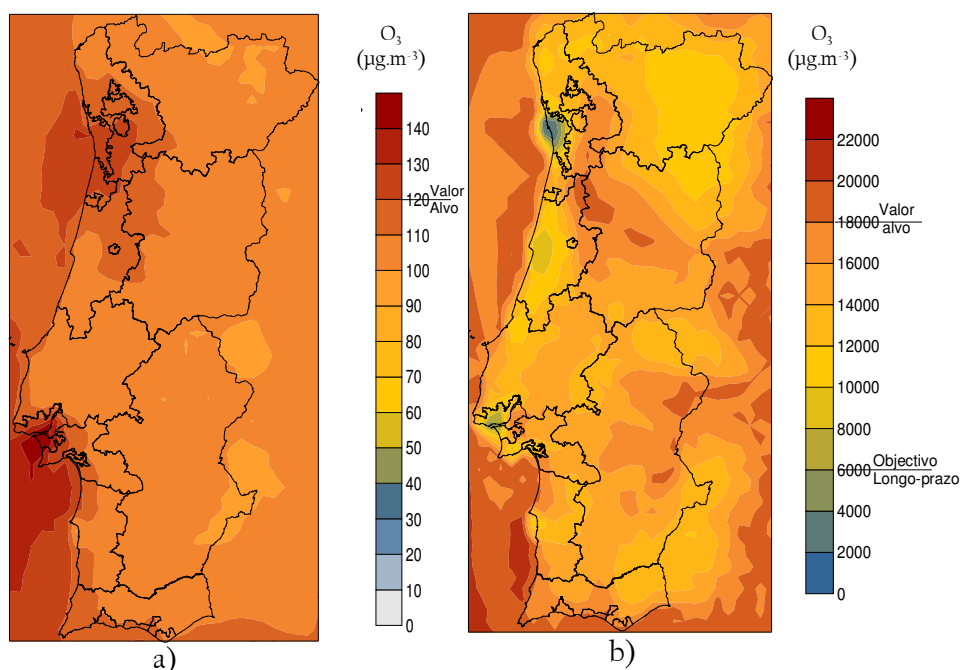


Figura 13. Resultados da modelação relativa ao O₃, para a 26^a máxima média móvel octo-horária diária (a) e AOT40 (b), para o ano de 2004 [Monteiro *et al.*, 2005].

No que concerne às PM₁₀, a legislação define, para o ano de 2004, o valor máximo de 60 µg m⁻³ (50+10 µg.m⁻³ de margem de tolerância (MT)) para a 35^a máxima média diária e uma média anual de 42,5 µg.m⁻³ (40+2,5 µg.m⁻³ de MT). A Figura 14 apresenta a distribuição espacial desta máxima média diária e da média anual, estimadas através de modelação, para o ano de 2004.

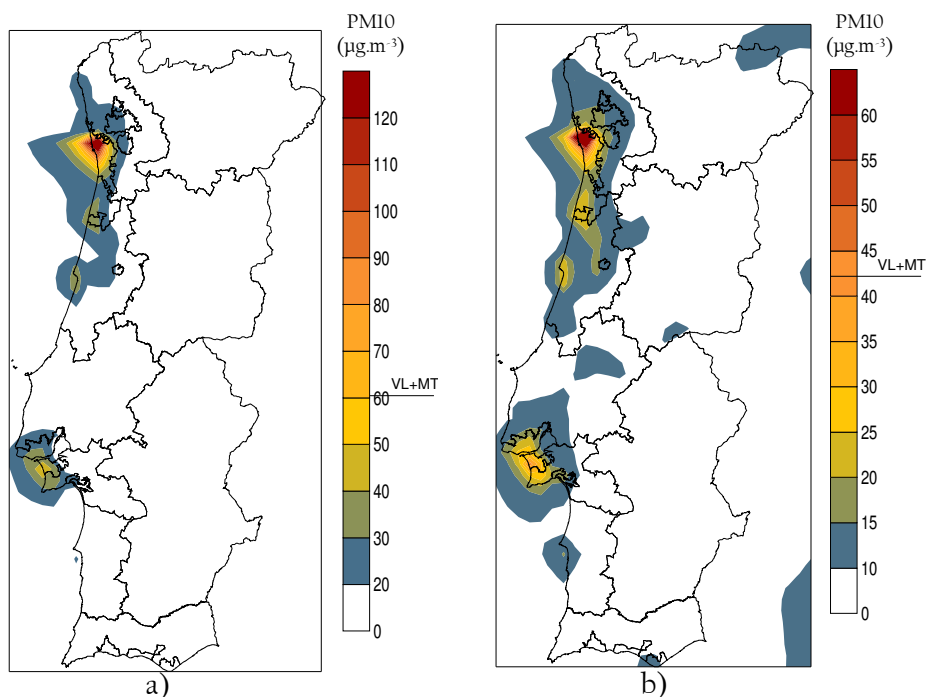


Figura 14. Resultados da modelação de PM₁₀ para a 35^a máxima média diária (a) e média anual (b), para o ano de 2004 [Monteiro *et al.*, 2007].

A análise destes resultados, por comparação com os valores-limite legislados para as concentrações dos poluentes PM10 e O₃, sugere que as regiões que apresentam problemas de qualidade do ar se concentram na área de abrangência dos grandes centros urbanos de Lisboa e Porto e ao longo das zonas litorais onde se fazem sentir os efeitos da concentração das fontes emissoras. Assim, e no que diz respeito à qualidade do ar, qualquer cidade do interior do país satisfaz os objectivos para a sua selecção como caso de estudo.

Tendo em atenção os indicadores de qualidade do ar, bem como a distribuição da população em Portugal (Anexo A), foram seleccionados para análise 8 concelhos do interior do país: Bragança, Vila Real, Viseu, Guarda, Castelo Branco, Portalegre, Évora e Beja, capitais de distritos com o mesmo nome. A Figura 15 apresenta a localização dos concelhos escolhidos para avaliação.

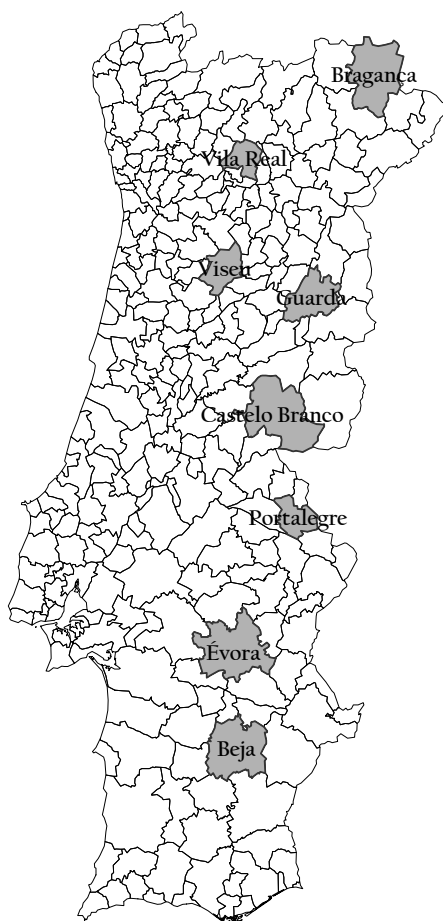


Figura 15. Mapa com a localização dos 8 concelhos escolhidos para avaliação.

Do conjunto de possíveis casos de estudo, o concelho de Viseu é o que apresenta emissões mais elevadas comparativamente com os restantes (Figura 12). No que diz

respeito à qualidade do ar, os mapas analisados não indiciam diferenças significativas entre os concelhos escolhidos.

3.1.1 Indicadores demográficos

Com o objectivo de caracterizar cada um dos concelhos pré-seleccionados foi feito um levantamento de diversos indicadores demográficos.

Na Figura 16 apresenta-se a população dos 0 aos 14 anos e a população total residente em cada um dos concelhos seleccionados, para os anos de 1991 e 2001, assim como as respectivas taxas de variação. Os dados são provenientes dos últimos censos realizados em Portugal, em 1991 e em 2001 [INE, 1996;2001].

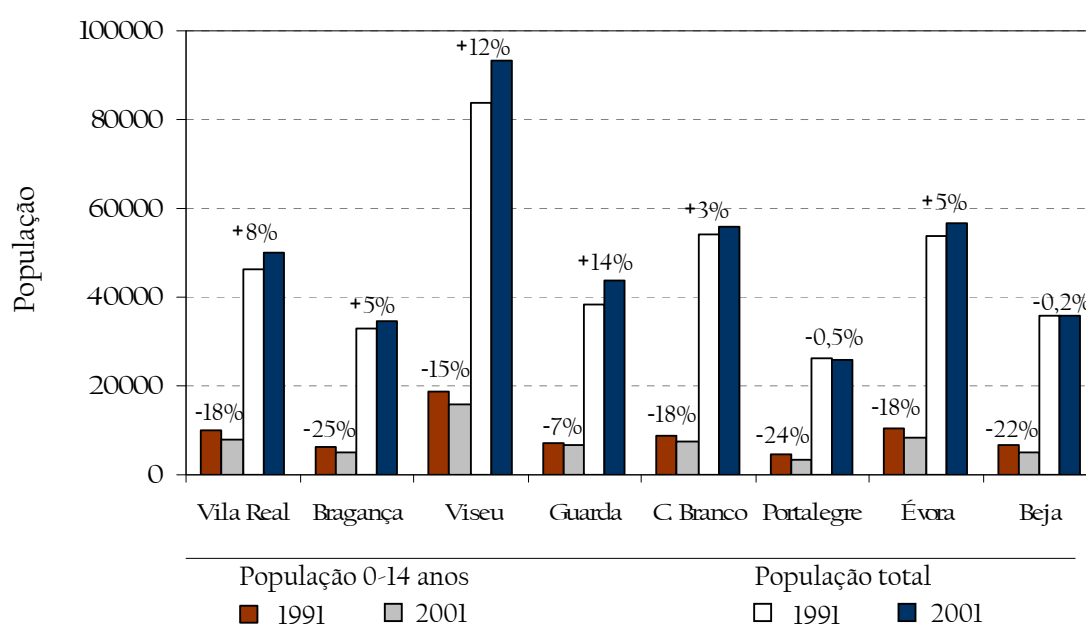


Figura 16. População dos 0 os 14 anos e população total residente em cada um dos concelhos seleccionados, para os anos de 1991 e 2001, assim como as respectivas taxas de variação [INE, 1996;2001].

Em termos absolutos o concelho de Viseu destaca-se dos restantes, quer em termos de população total residente (93 501 em 2001), quer em população dos 0 aos 14 anos (15 788 em 2001). Quando se analisa a variação entre 1991 e 2001, a Guarda regista o maior aumento da população total (+14%), seguida de Viseu (+12%); ao nível nacional o aumento foi 5%. No que se refere à população entre os 0 e os 14 anos, e face a um panorama nacional de 16% de diminuição, foi o concelho da Guarda que registou a menor descida (-7%), seguido de Viseu (-15%). Bragança, Portalegre e Beja são os

concelhos que mais população infantil (0 aos 14 anos) perderam, com diminuições superiores a 20% no período temporal analisado.

No Quadro 4 apresentam-se outros indicadores por concelho, nomeadamente densidade populacional, taxa de natalidade e índice de envelhecimento.

Quadro 4. Densidade populacional, taxa de natalidade¹ e índice de envelhecimento² dos 8 concelhos a analisar, referente ao ano de 2003 [INE, 2010].

| | Vila Real | Bragança | Viseu | Guarda | C. Branco | Portalegre | Évora | Beja | Portugal |
|--|-----------|----------|-------|--------|-----------|------------|-------|-------|----------|
| Densidade Populacional (2003) (hab./km ²) | 133,4 | 29,6 | 189,0 | 61,8 | 38,3 | 55,9 | 42,5 | 30,7 | 113,9 |
| Taxa de Natalidade (2003) (‰) | 12,0 | 9,2 | 11,2 | 10,0 | 8,5 | 8,2 | 10,3 | 10,8 | 10,8 |
| Índice de Envelhecimento (2003) | 98,8 | 150,5 | 93,4 | 130,4 | 173,6 | 168,7 | 129,6 | 139,2 | 106,8 |

De acordo com as estatísticas do ano de 2003, Viseu e Vila Real apresentavam-se como os concelhos mais jovens, com a maior taxa de natalidade, 11,2% e 12,0%, respectivamente, e com o menor índice de envelhecimento (93,4 e 98,2), sendo os únicos concelhos abaixo da média nacional, 106,8. No que se refere à densidade populacional, o concelho que apresenta valores mais elevados é Viseu. De referir que, de acordo com os mesmos indicadores para o ano de 2008 [INE, 2010], as tendências se mantêm.

O Quadro 5 apresenta indicadores relativos ao número de estabelecimentos de ensino e aos alunos matriculados nos 1º, 2º e 3º ciclos de ensino, em cada concelho.

¹ **Taxa de natalidade:** Número de nados vivos ocorrido durante um determinado período de tempo, normalmente um ano civil, referido à população média desse período (expressa em ‰).

² **Índice de envelhecimento:** Relação entre a população idosa e a população jovem, definida como o quociente entre o número de pessoas com 65 ou mais anos e o número de pessoas com idades compreendidas entre os 0 e os 14 anos (expressa por 100 pessoas dos 0 aos 14 anos).

Quadro 5. Número de estabelecimentos de ensino e de alunos matriculados no 1º, 2º e 3º ciclos por concelho – 2002/2003 [INE, 2004a;2004c;2004b].

| | Vila Real | | Bragança | | Viseu | | Guarda | | C. Branco | | Portalegre | | Évora | | Beja | |
|-----------------------------------|-----------|---------|----------|---------|---------|---------|---------|---------|-----------|---------|------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | Público | Privado | Público | Privado | Público | Privado | Público | Privado | Público | Privado | Público | Privado | Público | Privado | Público | Privado |
| Estabelecimentos de Ensino | 108 | | 77 | | 133 | | 89 | | 50 | | 28 | | 45 | | 41 | |
| 1º Ciclo | 88 | 4 | 63 | 3 | 105 | 4 | 72 | 2 | 34 | 2 | 18 | 1 | 26 | 1 | 26 | 1 |
| 2º Ciclo | 7 | 2 | 5 | - | 8 | 3 | 8 | 1 | 6 | - | 3 | 1 | 10 | 1 | 8 | 1 |
| 3º Ciclo | 5 | 2 | 6 | - | 10 | 3 | 5 | 1 | 8 | - | 4 | 1 | 6 | 1 | 4 | 1 |
| Alunos matriculados | 6108 | | 3778 | | 11011 | | 4642 | | 5457 | | 2486 | | 5860 | | 3818 | |
| 1º Ciclo | 2063 | 472 | 1099 | 326 | 4506 | 272 | 1795 | 71 | 2008 | 247 | 969 | 32 | 2148 | 300 | 1411 | 78 |
| 2º Ciclo | 1129 | 309 | 826 | - | 1957 | 412 | 962 | 124 | 1191 | - | 515 | 16 | 1287 | 155 | 791 | 138 |
| 3º Ciclo | 1799 | 336 | 1527 | - | 3133 | 731 | 1560 | 130 | 2011 | - | 901 | 53 | 1829 | 141 | 1218 | 182 |

De todos os concelhos, Viseu é o que apresenta maior número de estabelecimentos de ensino e maior número de alunos matriculados no ensino básico no ano lectivo 2002/2003 (11011 alunos). Este facto é particularmente importante, pois facilita o recrutamento dos jovens pretendidos para o estudo, preferencialmente no menor número de escolas possível, dada a quantidade e tipo de equipamento envolvido durante as avaliações.

3.1.2 Indicadores económicos

Para aferir o dinamismo económico de cada uma das regiões em estudo analisaram-se indicadores económicos, do ano de 2003, apresentados no Quadro 6.

Quadro 6. Empresas e volume de vendas nas sociedades com sede nos concelhos em análise [INE, 2004a;2004c;2004b].

| | Vila Real | Bragança | Viseu | Guarda | C. Branco | Portalegre | Évora | Beja |
|-----------------------------|-----------|----------|-----------|---------|-----------|------------|---------|---------|
| Empresas | 3 888 | 3 459 | 8 610 | 4 242 | 5 427 | 2 207 | 5 884 | 3 540 |
| Volume de vendas (€) | 405 490 | 261 614 | 1 204 389 | 569 523 | 609 334 | 365 840 | 950 385 | 395 092 |

De acordo com as estatísticas apresentadas no Quadro 6 verifica-se que o concelho de Viseu se destaca em ambos os indicadores, aparecendo como o concelho com maior dinâmica empresarial e, consequentemente, económica.

3.1.3 Indicadores de saúde

Foram também analisados alguns indicadores de saúde, em particular a taxa de mortalidade. Estes indicadores são apresentados por distrito, uma vez que não existem desagregados por concelho. O Quadro 7 apresenta taxas de mortalidade diferenciadas por causa, para a população total e para as crianças entre os 5 e os 14 anos, para os distritos dos concelhos escolhidos como possíveis casos de estudo.

Quadro 7. Taxas de mortalidade (nº/100000 habitantes) por distrito, em 2002 [DGS, 2004].

| | Vila Real | | Bragança | | Viseu | | Guarda | |
|---|-----------|-------|----------|-------|--------|-------|--------|-------|
| | total | 05-14 | total | 05-14 | total | 05-14 | total | 05-14 |
| Todas as causas | 1231,6 | 31,1 | 1392,2 | 15,1 | 1193,2 | 12,0 | 1498,4 | 24,4 |
| Por doenças do aparelho respiratório (CID ¹ -9: 31-32) | 115,4 | 4,4 | 133,1 | 7,6 | 109,5 | 0,0 | 124,9 | 0,0 |
| Bronquite crónica não específica, enfisema e asma (CID-9: 323) | 10,9 | 0,0 | 12,3 | 0,0 | 10,4 | 0,0 | 9,5 | 0,0 |

| | C. Branco | | Portalegre | | Évora | | Beja | |
|--|-----------|-------|------------|-------|--------|-------|--------|-------|
| | total | 05-14 | total | 05-14 | total | 05-14 | total | 05-14 |
| Todas as causas | 1440,3 | 16,5 | 1554,0 | 27,5 | 1275,7 | 12,7 | 1642,7 | 13,9 |
| Por doenças do aparelho respiratório (CID-9: 31-32) | 103,6 | 0,0 | 133,9 | 0,0 | 74,3 | 0,0 | 105,8 | 0,0 |
| Bronquite crónica não específica, enfisema e asma (CID-9: 323) | 5,3 | 0,0 | 16,1 | 0,0 | 6,4 | 0,0 | 5,7 | 0,0 |

O distrito que apresenta maior taxa de mortalidade, na categoria de doenças que inclui a asma, é Portalegre com 16,1 óbitos por 100 000 habitantes, bastante acima da média

¹ CID: Classificação Internacional de Doenças. A CID é publicada pela OMS e é usada globalmente para estatísticas na área da saúde, nomeadamente relativas à morbilidade e mortalidade.

nacional de 6,7 óbitos por 100 000 habitantes, valor que também é ultrapassado em Vila Real, Bragança, Viseu e Guarda. Quer em qualquer um dos distritos, quer a nível nacional, não houve óbitos nesta categoria de doenças na faixa etária dos 5 aos 14 anos, no ano de 2002.

De acordo com a avaliação multidisciplinar apresentada, foi seleccionada como região de estudo a cidade de Viseu, por ser o concelho com um maior potencial de desenvolvimento, quer pela sua vitalidade económica, quer pela sua situação demográfica, com mais população jovem, proporcionalmente e em termos absolutos. Apesar de Viseu não ser o concelho que apresenta maior mortalidade na categoria de doenças que inclui a asma, encontra-se acima da média nacional.

3.2 Caracterização da área geográfica escolhida

O concelho de Viseu, seleccionado como caso de estudo, é caracterizado para uma melhor compreensão da região. Localiza-se no distrito com o mesmo nome, entre os distritos da Guarda a Este, Aveiro a Oeste e Coimbra a Sul (Figura 15). Este distrito abrange 24 concelhos, repartidos pela região centro (Dão-Lafões) e Norte (Tâmega e Douro). A capital de distrito é a cidade de Viseu que é, também, a sede do município com o mesmo nome. O concelho de Viseu engloba 34 freguesias, tendo uma área total de 507,1 km².

O concelho de Viseu possui uma posição quase central em relação ao distrito com o mesmo nome, sendo envolvido por um sistema montanhoso constituído por:

- i)* a Norte e a Nordeste as serras de Leomil (1009 m), Montemuro (1381 m) e Lapa (955 m);
- ii)* a Noroeste a serra da Arada (1119 m);
- iii)* a Sul e a Sueste as serras da Estrela (1996 m) e da Lousã (1200 m);
- iv)* a Oeste a serra do Caramulo (1075 m), que é a que exerce maior influência sobre o concelho.

No que respeita à altimetria o município desenvolve-se entre os 400 m e os 700 m de altitude. Atendendo à localização e às características morfológicas e hidrográficas da área em que se situa, constata-se que se trata de uma região de transição climática com diversos microclimas. Viseu caracteriza-se pela existência de elevadas amplitudes

térmicas, Invernos rigorosos e húmidos e Verões quentes e secos. De acordo com dados referentes ao período 1931-1960 [SMN, 1974], a temperatura média em Viseu é 12,5°C, com médias de 5°C em Janeiro e Dezembro e de cerca de 20°C nos meses de Julho e Agosto. Viseu tem uma precipitação anual de cerca de 1300 mm, sendo os meses mais chuvosos Janeiro, Março e Dezembro. Os ventos predominantes em Viseu são de Este às 9h e distribuem-se entre Oeste, Norte e Este às 18h [SMN, 1974]. A serra do Caramulo tem uma grande influência no clima local, pois, estando situada a Oeste do concelho, atenua as influências das massas de ar húmido vindas do oceano Atlântico, apesar do vale do Mondego facilitar a sua penetração, tendo um importante papel de moderação no clima continental da área.

O concelho de Viseu tem, ao longo do tempo, assistido ao aumento da sua população e a alterações na sua estrutura e composição. Na Figura 17 apresentam-se as pirâmides populacionais do concelho de Viseu, por sexo, para os anos 1991 e 2001.

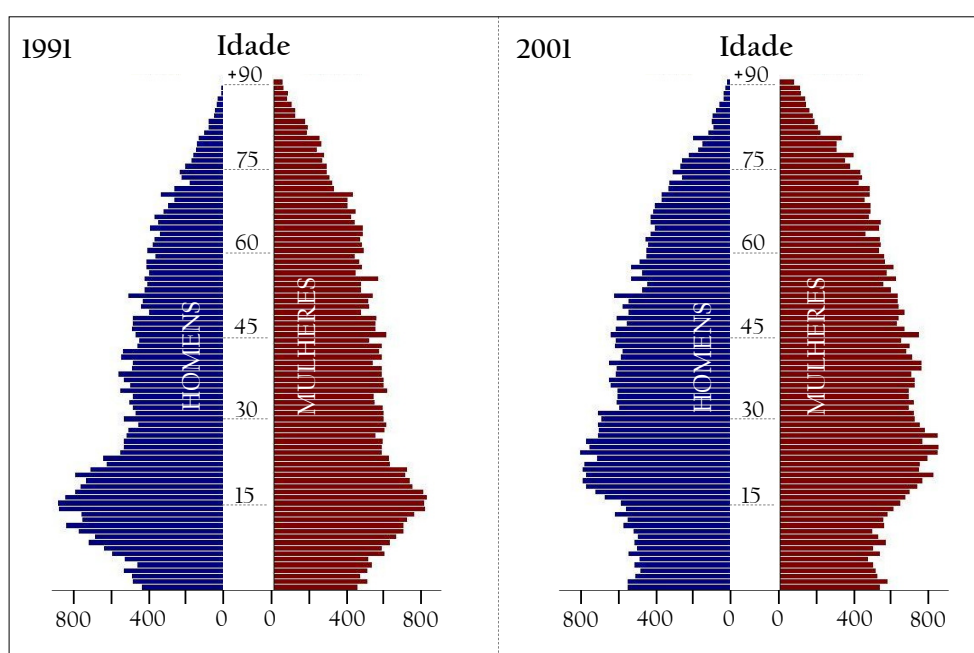


Figura 17. Evolução da população no concelho de Viseu 1991-2001 [INE, 1996;2001].

Os dados recolhidos dos Censos de 1991 e 2001, relativos à população residente no concelho de Viseu, evidenciam que a população sofreu um aumento (12%), salientando-se a contribuição da população mais velha para esta situação (Figura 17). Neste período, a população infantil (0-14 anos) teve uma evolução negativa na ordem dos 15%, ao contrário da população idosa, com uma evolução positiva na ordem dos 15%. No entanto, a base da pirâmide populacional para a população em 2001 mostra uma ligeira

recuperação com um aumento da população até aos 3 anos, por comparação com o ano de 1991.

No concelho de Viseu o sector terciário tem bastante peso, em especial no que se refere ao comércio e serviços [INE, 2004a]. No ano de 2003 o sector secundário tinha 24,3% das sociedades sediadas, enquanto que o sector primário detinha apenas 1,9% do total de sociedades. O sector primário, com actividades ligadas à agricultura e silvicultura, tem vindo a perder a sua importância ao longo do tempo, especialmente para o sector terciário, em todo o país, não sendo o caso de Viseu excepção. No concelho, o sector secundário integra indústrias agro-alimentares, têxteis, de madeiras e derivados, extractivas (extração, corte e polimento de granito), inertes (areias e britas), transformadoras e de produtos químicos e farmacêuticos. As empresas relacionadas com a construção aumentaram a sua importância e significado, ao nível do concelho. O sector terciário apresenta uma grande dinâmica relacionada com as actividades comerciais e, ao nível dos serviços, é de realçar a importância para o desenvolvimento do concelho, dos estabelecimentos de ensino superior e politécnico existentes.

No concelho de Viseu, no período entre 1991 e 2001, houve um aumento da taxa de desemprego que variou de 6,0 para 6,8 %. A taxa de actividade¹ subiu cerca de 5% de 40,7 para 45,8%. A taxa de analfabetismo sofreu, neste período, um decréscimo de 3%, de 12,1% para 9,1% [INE, 1996;2001].

O concelho não tem no seu território nenhuma estação de qualidade do ar integrada na rede regional de monitorização da qualidade do ar. No entanto têm sido realizadas pela APA algumas campanhas esporádicas de avaliação da qualidade do ar, que se resumem no Quadro 8.

¹ Taxa de actividade: taxa que define o peso da população activa sobre o total da população.

Quadro 8. Campanhas de qualidade do ar realizadas em Viseu e poluentes medidos .

| Poluente medido | Nº de campanhas | Poluente medido | Nº de campanhas |
|-----------------|--|-----------------|---|
| NO ₂ | 1 (Outono 1990) 2 (Primavera 1995 e 2001) 1 (Verão 2002) 4 (Inverno 2003) 4 (Verão 2003) | O ₃ | 1 (Outono 1990) 3 (Primavera 1995 e 2001) 1 (Verão 2002 e 2003) 6 (Inverno 2003) |
| SO ₂ | 1 (Outono 1990) 1 (Verão / Outono 1994) 1 (Primavera 1995) 1 (Inverno 2003) 2 (Verão 2003) | CO | 1 (Outono 1990) 1 (Verão / Outono 1994) 1 (Primavera 1995) 1 (Verão 2002) |
| benzeno | 2 (Primavera 2001) 3 (Inverno 2003) 6 (Verão 2003) | PM10 | 1 (Verão 2002) |
| tolueno | 3 (Inverno 2003) 6 (Verão 2003) | HC | 1 (Primavera 1995) |

O Quadro 8 lista as campanhas em função dos poluentes medidos: NO₂, SO₂, benzeno, tolueno, O₃, CO, PM10, e hidrocarbonetos (HC). As campanhas realizadas em 1990, 1994, 1995 e Verão de 2002 foram efectuadas com uma unidade móvel de medição da qualidade do ar da APA, instalada na Praça da República, junto à Câmara Municipal de Viseu. As restantes campanhas recorreram à instalação de difusores passivos em dois locais da cidade, um caracterizado como urbano de tráfego e o outro como urbano de fundo. A análise dos dados monitorizados indica que Viseu não apresentava problemas de qualidade do ar, por comparação com a legislação [Borrego *et al.*, 2008].

No distrito de Viseu existem três hospitais públicos, sendo um deles localizado no concelho de Viseu, o Hospital de S. Teotónio. No respectivo concelho existem ainda um hospital particular e três centros de saúde sem internamento. Em 2002, das 194 991 consultas efectuadas nos centros de saúde e suas extensões, 154 007 foram de medicina geral e familiar/clínica geral, 537 de pneumologia e 27 252 de saúde infantil e juvenil/pediatria [Borrego *et al.*, 2008]. As restantes consultas foram de outras especialidades, não tendo sido possível obter informações sobre as consultas efectuadas em otorrinolaringologia. É de realçar que, em diversas localidades, o serviço de pneumologia engloba a alergologia. Dado que não existe um sistema informatizado de registo das entradas nos serviços de urgência e dos internamentos por patologia, a informação sobre a saúde da população de Viseu é ainda escassa.

3.3 Selecção das escolas e crianças envolvidas no estudo

Após a selecção da zona geográfica, foi necessário escolher as crianças que iriam ser alvo de estudo. Do ponto de vista da saúde humana, visava-se avaliar o impacto da qualidade do ar no agravamento da asma. Uma vez que a prevalência desta doença é máxima durante a infância/idade escolar, definiu-se como população alvo os doentes asmáticos do 1º ciclo do ensino básico das escolas do concelho de Viseu. Interessava monitorizar entre 50 a 100 crianças, entre os 6 e os 12 anos, com exposições distintas à poluição, para se comparar os seus níveis de exposição à poluição atmosférica com o seu estado de saúde. A selecção do grupo inicial de crianças foi feita com base nas escolas que frequentavam. As escolas foram escolhidas atendendo à sua localização (urbana e suburbana) e ao número de alunos; pretendia-se maximizar o número de alunos no menor número de escolas possível, de modo a diminuir a necessidade de equipamentos de monitorização de qualidade do ar.

Depois de analisadas as localizações e o número de alunos das escolas do primeiro ciclo do ensino básico de Viseu, quatro foram seleccionadas:

- i)* Escola EBI,2 de Marzovelos (EU1);
- ii)* Escola EBI nº3 de Viseu, Massorim (EU2);
- iii)* Escola EBI de Jogueiros (ES1);
- iv)* Escola EBI de Ranhados (ES2).

Na Figura 18 são apresentadas as localizações das escolas seleccionadas.

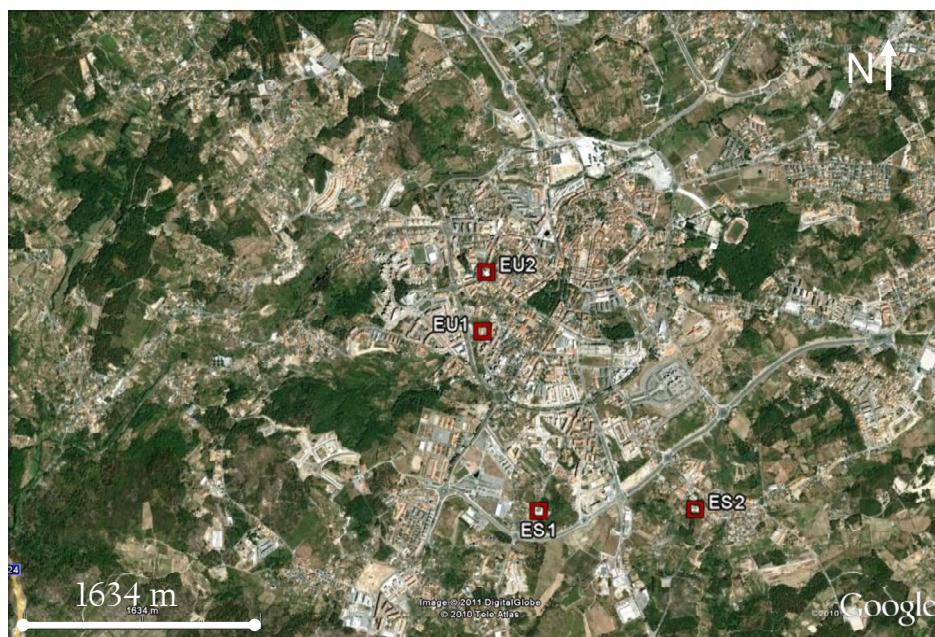


Figura 18. Localização das escolas seleccionadas.

Duas escolas (EU1 e EU2) localizam-se no centro de Viseu, em zonas com características urbanas de tráfego, enquanto que as outras duas (ES1 e ES2) têm uma localização suburbana, em zonas com características residenciais (urbanas de fundo).

Após contacto prévio com as escolas envolvidas, foram distribuídos cerca de 800 questionários (questionário do estudo ISAAC traduzidos para português - Anexo B) com o intuito de se identificarem as crianças asmáticas em cada uma das zonas. O ISAAC surgiu com o objectivo de maximizar o valor da pesquisa epidemiológica em asma e doenças alérgicas, estabelecendo uma metodologia padronizada para a determinação da prevalência e severidade da asma, rinite e eczema [Asher & Weiland, 1998]. A distribuição, taxa de resposta e resultados dos inquéritos distribuídos estão sintetizados no Quadro 9.

Quadro 9. Distribuição e resultados dos inquéritos.

| | Inquéritos distribuídos | Inquéritos respondidos | Crianças com asma | Crianças participantes no estudo |
|----------------------------|-------------------------|------------------------|-------------------|----------------------------------|
| Zona urbana (EU1 e EU2) | 352 | 274 (77%) | 33 (12,2%) | 23 |
| Zona suburbana (ES1 e ES2) | 453 | 376 (83%) | 44 (11,7%) | 28 |

Dos inquéritos distribuídos cerca de 80% foram devolvidos, sugerindo os seus resultados que 33 crianças da zona urbana e 44 da zona suburbana têm problemas de asma. Os encarregados de educação dessas crianças foram contactados e 51, 23 da zona urbana e 28 da zona suburbana, aceitaram participar activamente no estudo. A aceitação implicava que estivessem dispostos a serem acompanhados medicamente e que a qualidade do ar dentro da sua habitação pudesse ser monitorizada.

3.4 Síntese

Neste capítulo expôs-se a metodologia de selecção da região de estudo. Com base em indicadores demográficos, económicos e de saúde, e de acordo com o pressuposto inicial de que a região não devia apresentar problemas de qualidade do ar, mas devia ter um elevado potencial de desenvolvimento, seleccionou-se o concelho de Viseu. Após esta escolha, foi necessário identificar um grupo de crianças asmáticas, que seriam estudadas como caso de estudo. Esta selecção foi efectuada com o auxílio do questionário ISAAC que permitiu identificar 77 crianças com asma entre as 650 que responderam ao inquérito. Destas, 51 aceitaram participar no projecto SaudAr e constituíram o grupo de estudo.

No capítulo seguinte apresentam-se as campanhas experimentais que permitiram caracterizar a qualidade do ar em Viseu e a gravidade da asma nas crianças seleccionadas.

CAPÍTULO 4

4 Campanhas experimentais

Com o objectivo de caracterizar o caso de estudo, no que diz respeito à qualidade do ar e à saúde, foi desenvolvido trabalho experimental que decorreu em quatro períodos distintos: Janeiro e Maio/Junho de 2006 e 2007. As datas e o tipo de informação monitorizada em cada campanha são apresentados no Quadro 10.

Quadro 10. Data da realização das campanhas.

| Campanha | Período | Dados monitorizados |
|--------------|-------------------------|--|
| Inverno 2006 | 16 a 28 de Janeiro | meteorologia |
| Verão 2006 | 19 a 25 de Junho | contagens de tráfego qualidade do ar ambiente qualidade do ar interior |
| Inverno 2007 | 15 a 21 de Janeiro | saúde respiratória das crianças perfis actividade/tempo das crianças |
| Verão 2007 | 28 de Maio a 3 de Junho | |

Os períodos de Janeiro e Maio/Junho foram escolhidos de modo a obter dados representativos da semana típica de Inverno e de Verão, quer em termos de qualidade do ar, quer em termos da saúde respiratória das crianças, ambos com variabilidade sazonal. O período Maio/Junho não corresponde a um período de Verão, mas foi a ocasião durante o ano lectivo que mais se aproximou desta estação.

Cada uma destas campanhas estendeu-se, pelo menos, durante uma semana, havendo situações com dados ambientais monitorizados durante mais tempo.

A campanha experimental integrou 2 tarefas essenciais: i) a caracterização da qualidade do ar nos microambientes frequentados pelas crianças, tarefa complementada com contagens de tráfego e observações meteorológicas; e ii) a caracterização da saúde respiratória das crianças envolvidas no estudo.

Neste capítulo é apresentada em detalhe a campanha de avaliação da qualidade do ar, complementada pelas observações meteorológicas e contagens de tráfego, e é apresentada metodologicamente a campanha de avaliação da saúde das crianças.

4.1 Meteorologia

O comportamento físico e químico dos poluentes atmosféricos está, em grande medida, dependente de fenómenos meteorológicos. Por essa razão, a análise de dados de qualidade do ar é mais correcta se acompanhada de informação meteorológica.

4.1.1 Procedimento experimental

Durante os períodos das campanhas experimentais diversas variáveis meteorológicas foram medidas em estações meteorológicas instaladas nos laboratórios móveis (LM), estacionados na EU1 e na ES1. Esta informação foi complementada com os dados da estação meteorológica automática de Viseu, do Instituto de Meteorologia (IM), instalada a 6 km a norte do centro da cidade. Na Figura 19 é apresentado um mapa com a localização das estações meteorológicas usadas neste trabalho.

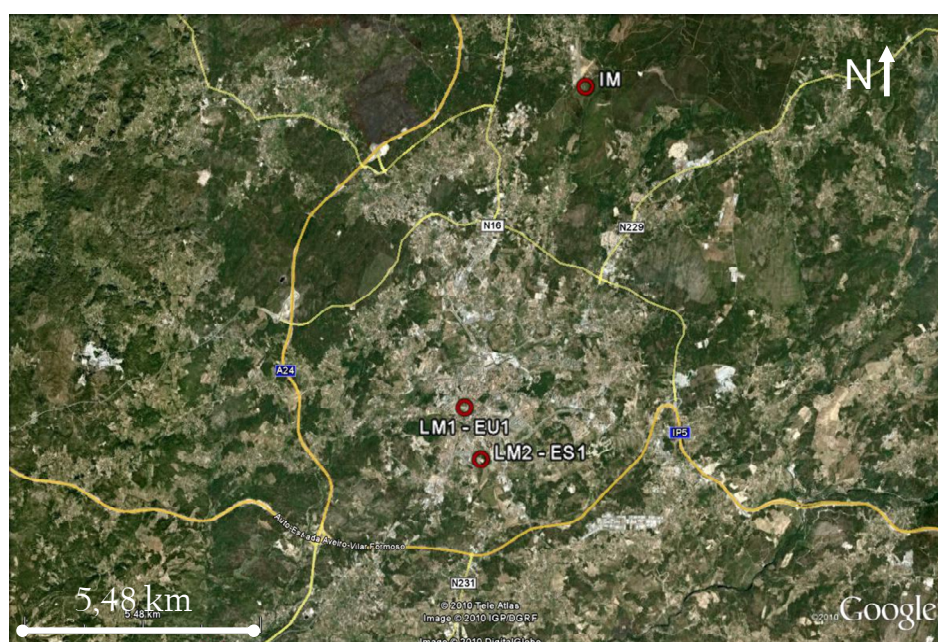


Figura 19. Localização das estações meteorológicas usadas no estudo.

No Quadro II listam-se as variáveis meteorológicas medidas e o equipamento meteorológico instalado nos LM.

Quadro II. Parâmetros medidos e equipamento meteorológico utilizado nas campanhas experimentais.

| Parâmetro | Equipamento | Características principais | Gama de valores |
|---------------------|-------------------|---|--------------------------|
| Temperatura | DIDCOT DTS-5 | sensor de temperatura PT-100 com escudo radiativo. | 0 – 40°C |
| Velocidade do vento | DIDCOT DWR-205 | anemómetro | 0 – 50 m.s ⁻¹ |
| Direcção do vento | DIDCOT DWR-105 | cata-vento resistivo | 0 – 359° |
| Humidade | DIDCOT DTS-5 | humidade obtida a partir da temperatura de bolbo seco e húmido. | 0 – 100 % |

Os parâmetros meteorológicos monitorizados foram temperatura, velocidade e direcção do vento e humidade, com resolução temporal horária.

4.1.2 Resultados

Apresentam-se de seguida alguns resultados da caracterização meteorológica realizada nas 4 campanhas. A Figura 20 representa as rosas-dos-ventos construídas com os dados da estação meteorológica do IM, para cada um dos períodos da campanha. As rosas-dos-ventos relativas aos dados das estações colocadas nos LM encontram-se no Anexo C. Enquanto que a estação meteorológica do IM fornece características gerais da região, as estações instaladas nos LM representam localizações mais urbanas e específicas do interior da cidade.

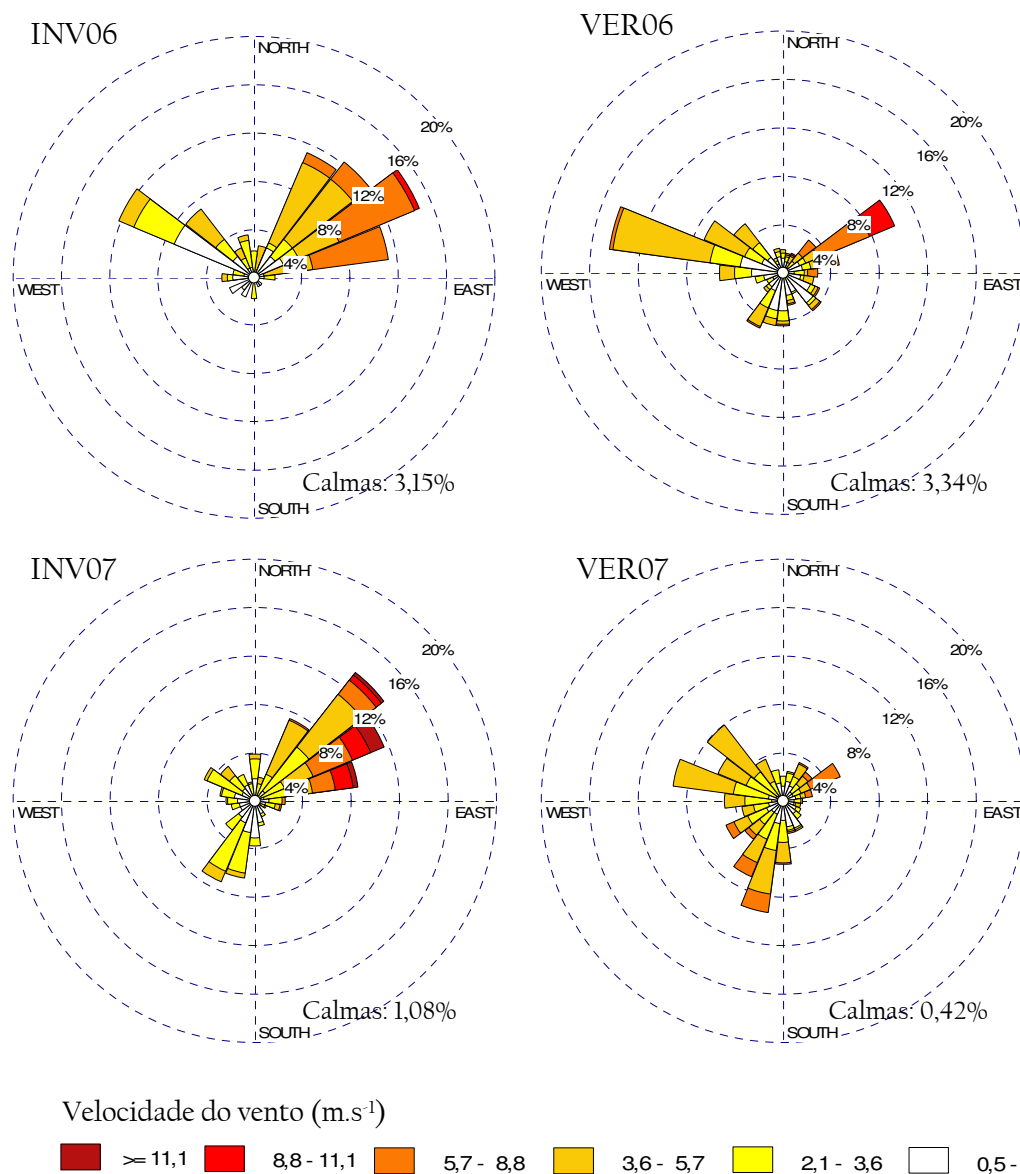


Figura 20. Rosas-dos-ventos relativas aos períodos das campanhas experimentais. Dados meteorológicos provenientes da estação meteorológica de Viseu.

Verifica-se que na área de Viseu, nas duas campanhas de Inverno, predominaram os ventos do quadrante nordeste; também os ventos mais fortes sopram desta direcção atingindo velocidades máximas entre os 9 m.s^{-1} e 11 m.s^{-1} em 2006, e superiores a 11 m.s^{-1} em 2007. Já nas situações de Verão os ventos predominantes foram: em 2006 de oés-noroeste; e em 2007, tanto sopram do quadrante noroeste como sudoeste. Os ventos mais fortes são de nordeste, em 2006, e também de sudoeste em 2007.

Quando se comparam as rosas-dos-ventos construídas recorrendo aos dados medidos na estação do IM, com os recolhidos pelas estações instaladas nos LM (Anexo C), constata-se que a principal diferença é a velocidade do vento, mais elevada na estação

do IM, sendo as direcções semelhantes. Na estação do IM as calmas¹ são quase inexistentes, variando entre 0,4% e 3,3%, enquanto que nos LM estas variam entre 11% e 58% (exclui-se deste análise a rosa-dos-ventos do LM2 no Verão de 2007, que foi instalada a uma altura mais elevada). Na generalidade, o vento no LM2 atinge velocidades mais elevadas que no LM1, que se encontra no centro urbano de Viseu.

No Quadro 12 são apresentadas as temperaturas médias, mínimas e máximas medidas no LM1, no LM2 e na estação meteorológica do IM.

Quadro 12. Temperaturas média, mínima e máxima, em cada uma das estações meteorológicas para as 4 campanhas experimentais (temp. méd. [temp. mín.; temp. máx]).

| Campanha | Temperatura (°C) | | |
|------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | LM1 | LM2 | IM |
| Inverno 06 | 6,33 [-2,9; 15,1] | 5,9 [-2,7; 13,8] | 4,4 [-3,2; 12,4] |
| Verão 06 | 18,9 [12,4; 31,6] | 18,9 [11,8; 31,3] | 18,1 [11,6; 30,0] |
| Inverno 07 | 10,0 [4,4; 19,6] | 8,5 [3,7; 16,5] | 9,1 [4,5; 17,1] |
| Verão 07 | 15,6 [7,9; 27,3] | 14,0 [6,4; 26,2] | 14,0 [5,6; 27,2] |

A campanha com temperaturas mais baixas foi a que decorreu em Janeiro de 2006, com temperaturas médias a rondar os 5°C e temperaturas mínimas negativas. Nesta campanha, a temperatura máxima (15°C) foi registada no LM1. A campanha em Janeiro de 2007 decorreu com valores de temperatura mais amenos, com médias de cerca de 9°C e sem temperaturas negativas.

A campanha de Verão de 2006 foi aquela em que se mediram temperaturas mais elevadas, atingindo um máximo de 31,6°C, com temperaturas médias de cerca de 19°C. A campanha de Verão de 2007 foi mais amena, com uma temperatura média de cerca de 15°C, registando um máximo de 27,3°C. O LM1, onde se verificaram as temperaturas mais elevadas, estava localizado na zona mais urbanizada. Este registo é expectável, coerente com o fenómeno de ilha de calor. As temperaturas registadas estão de acordo com os dados climatológicos existentes para o concelho [SMN, 1974].

Durante as campanhas experimentais só ocorreu precipitação na campanha de Inverno de 2006, na qual se mediram cerca de 3 mm de pluviosidade.

¹ Calma: velocidade do vento inferior a 0,56 m.s⁻¹ (2 km.h⁻¹).

4.2 Tráfego

Nas zonas urbanas o tráfego automóvel constitui uma importante fonte de poluentes atmosféricos, sendo o seu conhecimento importante para a análise dos dados de qualidade do ar monitorizados nestas áreas. Nas campanhas de Inverno e Verão de 2006 foram realizadas contagens de tráfego, em algumas das vias, no centro de Viseu.

4.2.1 Procedimento experimental

As medições de tráfego automóvel ocorreram durante as campanhas experimentais de 2006. Foram realizadas com um equipamento automático de contagem de tráfego, prolongando-se na generalidade até 48h, mas havendo localizações em que duraram apenas 24h, e outras que perduraram por uma semana. A Figura 21 apresenta um mapa com a localização dos pontos onde foram feitas as contagens de tráfego.



Figura 21. Mapa com a localização das contagens de tráfego em Viseu.

As medições foram realizadas em 10 pontos. Apesar de o objectivo inicial consistir na caracterização do tráfego nas imediações das escolas EU1 e ESI, as medições foram alargadas a mais alguns pontos no centro da cidade, de modo a fornecer informações à Câmara Municipal de Viseu, que colaborou neste estudo.

4.2.2 Resultados

Os valores absolutos de tráfego médio diário monitorizado nas duas campanhas são apresentados no Quadro 13.

Quadro 13. Resultados do tráfego monitorizado durante as campanhas de Inverno e Verão de 2006 (n° de veículos.dia⁻¹) e a respectiva variação $((\text{VER}-\text{INV})/\text{INV})$.

| Ponto | Nome da via monitorizada | INV 06 | VER 06 | Variação |
|--------------|---|---------------|---------------|-------------|
| 1 | Avenida do Povo | 9371 | 10612 | +13% |
| 2 | Avenida Madre Rita de Jesus | 3921 | 3050 | -22% |
| 3 | Estrada da Circunvalação | 24727 | 24498 | 0% |
| 4 | Rua Lopes Morago (troço 1) | 10343 | n.d. | n.d. |
| 5 | Rua Lopes Morago (troço 2) | 3971 | 3236 | -19% |
| 6 | Avenida Cidade de São Filipe | 29878 | 23553 | -11% |
| 7 | Avenida Infante D. Henrique | 12822 | 9623 | -25% |
| 8 | Avenida Eng ^o Engrácia Carrilho | 19262 | 25172 | +30% |
| 9 | Avenida Cidade de Peniche | 30485 | 18242 | -40% |
| 10 | Rua N. ^a Sr. ^a Fátima | 8458 | 5888 | -30% |
| TOTAL | | 153238 | 123872 | -12% |

Na totalidade, o tráfego monitorizado no Verão é menor do que no Inverno (-12%). Pode verificar-se que o tráfego nas vias próximas da ESI (pontos 1 e 2) é menor do que o monitorizado na EU1 (pontos 3, 5 e 6), confirmando que a EU1 está potencialmente mais exposta à poluição resultante do tráfego do que a ESI, que se localiza numa zona mais residencial. Uma vez que as contagens de tráfego foram realizadas com discretização horária, foi possível calcular o perfil de tráfego ao longo do dia, para cada uma das campanhas. A Figura 22 representa o perfil médio diário, das vias de tráfego monitorizadas durante as 2 campanhas, construído com todas as medições efectuadas em dias de semana.

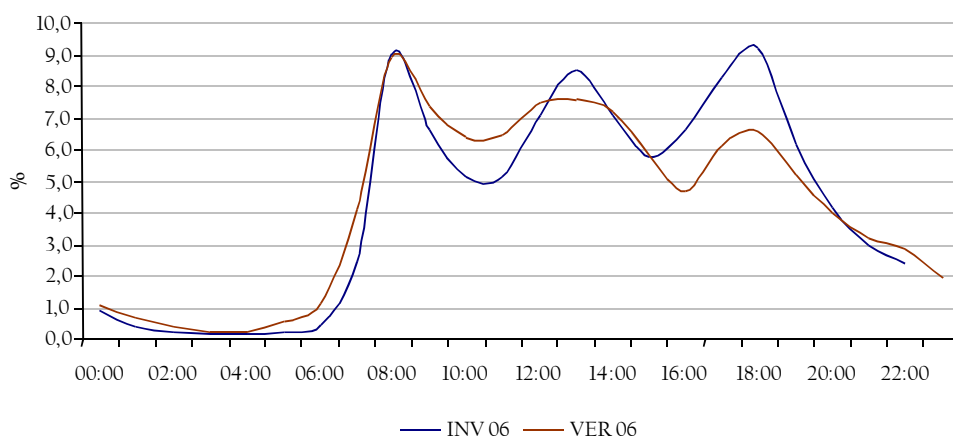


Figura 22. Variação média percentual de tráfego nas vias de comunicação monitorizadas nos meses de Janeiro e Fevereiro de 2006 (INV 06) e Junho de 2006 (VER 06).

Os perfis correspondentes ao período de Inverno e Verão são bastante semelhantes, permitindo identificar três picos de tráfego distintos, cerca das 09:00, às 14:00 e às 19:00. Os dois últimos picos são mais claros na campanha de Inverno do que na campanha de Verão.

4.3 Qualidade do Ar

As campanhas de qualidade do ar consistiram na monitorização das concentrações de vários poluentes atmosféricos no ar ambiente e interior, mais especificamente nos microambientes frequentados pelas crianças em estudo. Os locais escolhidos para a monitorização foram: vários pontos da cidade de Viseu, as quatro escolas seleccionadas, assim como as habitações das crianças que participaram no estudo.

Os poluentes, equipamentos e técnicas utilizados são diversos e encontram-se resumidos no Quadro 14.

Quadro 14. Poluentes monitorizados e respectivos equipamentos e técnicas utilizados.

| Poluente | Localização | Técnica | Tipo de dados | Equipamento |
|-----------------|------------------------------|---------------------------|--|---|
| partículas | exterior: escolas | equipamento automático LM | medições em contínuo: médias de 15 min | <i>Environnement MPI01MTM</i> |
| | exterior e interior: escolas | gravimetria | médias de 24 horas | amostradores de elevado e baixo caudal. Bomba pessoal de amostragem |
| NO _x | exterior: escolas | equipamento automático LM | medições em contínuo: médias de 5 min | <i>Environnement AC31MTM</i> |
| | exterior e interior | amostradores passivos | 1 semana | manufacturados na UA |
| SO ₂ | exterior: escolas | equipamento automático LM | medições em contínuo: médias de 5 min | <i>Environment AF21M</i> |
| CO | exterior: escolas | equipamento automático LM | medições em contínuo: médias de 5 min | <i>Environnement CO11MTM</i> |
| O ₃ | exterior: escolas | equipamento automático LM | medições em contínuo: médias de 5 min | <i>Environment O341M</i> |
| | exterior e interior | amostradores passivos | 1 semana | manufacturados na UA |
| BTEX | exterior e interior | amostradores passivos | 1 semana | <i>Radiello</i> |
| formaldeído | exterior e interior | amostradores passivos | 1 semana | <i>Radiello</i> |

4.3.1 Procedimento experimental

Os equipamentos automáticos foram instalados em 3 laboratórios móveis: um localizado na EBI,2 de Marzovelos (EU1), outro na EBI de Jugueiros (ES1), e o terceiro no recinto da Feira de São Mateus (LM3) (Figura 23). Na Figura 24 encontram-se duas

fotografias, uma do aspecto exterior e outra do interior, de um dos laboratórios móveis utilizados na campanha experimental.

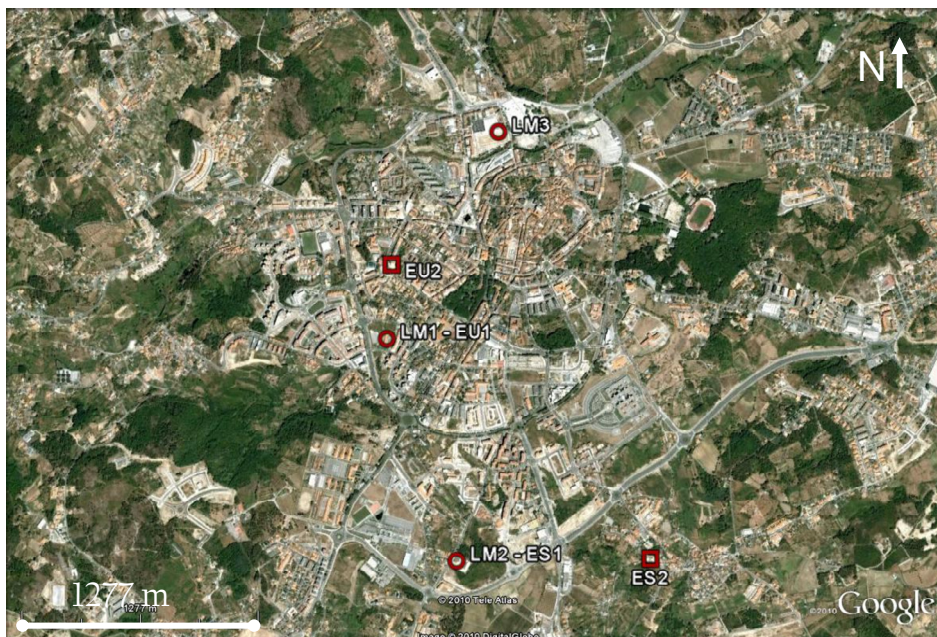


Figura 23. Mapa com a localização dos laboratórios móveis utilizados nas campanhas experimentais (LM1, LM2 e LM3).

O LM1 e o LM3 estiveram instalados em zonas do centro urbano de Viseu, influenciadas pelo tráfego. O LM1 esteve muito próximo da Estrada da Circunvalação, eixo viário muito movimentado que circunda o núcleo mais urbanizado da cidade, e o LM3, junto à entrada Norte da cidade e muito próximo de uma zona comercial que gera tráfego intenso. O LM2, um pouco mais afastado do centro, esteve localizado numa zona com características residenciais.



Figura 24. Fotografia do exterior (a) e interior (b) do LM1.

Os amostradores em contínuo de PM10 e PM2,5 utilizados assentam no método de absorção de radiação β . Este método baseia-se na absorção da radiação β , emitida por uma fonte radioactiva pelas partículas colectadas num filtro. As partículas são depositadas numa fita de fibra de vidro atravessada por caudais constantes de ar ambiente durante períodos de tempo pré-programados, 2 horas nas campanhas em questão. Esta fita encontra-se entre a fonte radioactiva e o detector da radiação *Geiger-Muller*. A distribuição uniforme das partículas colectadas sobre a superfície do filtro permite relacionar a massa total depositada com o número de contagens registadas pelo detector. Este método pode ser considerado um método equivalente ao de referência [APA, 2010a], desde que previamente comparado com o método de referência de acordo com a norma EN 12341:1998. Esta comparação foi realizada e as correcções foram feitas de acordo com as recomendações da APA [2010a], verificando-se uma pequena subestimativa do equipamento em contínuo em comparação com o método de referência.

O princípio de funcionamento do analisador de óxidos de azoto baseia-se na detecção fotométrica da quimiluminescência, definido na norma EN14211:2005. O ozono necessário para esta reacção é produzido por um gerador incorporado no equipamento. Nesta reacção o NO₂ resultante, electronicamente excitado, ao regressar ao seu estado fundamental emite luz numa região espectral entre 600 a 2400 nm com um pico a cerca de 1200 nm. Este fenómeno é conhecido por quimiluminescência. A intensidade da luz emitida na reacção é proporcional à concentração de NO presente, o que permite utilizar esta reacção na medição directa das concentrações de NO no ar ambiente. A concentração de NO₂ no ar ambiente é determinada indirectamente, sendo para isso necessário fazer a sua conversão em NO antes da reacção com o ozono.

O equipamento usado para monitorizar o SO₂ no ar ambiente recorre à detecção da fluorescência emitida pelas moléculas de dióxido de enxofre, depois de irradiadas por luz ultravioleta (UV) de um dado comprimento de onda, como definido na norma EN14212:2005. As moléculas de SO₂, adquirindo um estado electronicamente excitado, regressam ao estado fundamental emitindo radiação característica. A intensidade da radiação de fluorescência UV é dada pela lei de *Beer-Lambert*, sendo proporcional à concentração de SO₂ presente.

O equipamento utilizado para a monitorização em contínuo de CO está de acordo com o método de referência descrito na norma EN14626:2005 - fotometria de infravermelhos

não-dispersiva. O princípio de funcionamento baseia-se na absorção da radiação infravermelha pelas moléculas de CO. A radiação infravermelha emitida por uma fonte estável é dirigida à câmara de medida onde havia sido introduzida a amostra de ar ambiente. O CO existente na amostra contida nessa câmara absorve a radiação infravermelha correspondente à sua frequência característica. A detecção faz-se através da diferença entre a energia da radiação que passa através da célula de referência e a energia da radiação que passa através da câmara que contém a amostra. A energia absorvida é convertida em calor, o que origina uma expansão seguida da contracção do gás. A diferença de temperatura e pressão é detectada, compensada electronicamente e amplificada obtendo-se o sinal de saída que, por sua vez, é proporcional à concentração do CO presente na amostra.

O O₃ é medido por um equipamento de funcionamento em contínuo, cujo princípio de funcionamento está de acordo com o método de referência descrito na norma EN14625:2005 - absorção de luz ultravioleta. A análise do ozono é feita a partir da introdução de amostras de ar ambiente numa câmara de absorção, a qual é atravessada por um feixe de luz ultravioleta produzido por uma lâmpada de vapores de mercúrio. A intensidade do feixe de luz ultravioleta, cujo espectro corresponde ao de absorção das moléculas de O₃, ao atravessar uma amostra de ar, sofre uma redução proporcional à concentração daquele gás na amostra. A concentração de O₃ pode ser calculada através da equação de *Beer-Lambert*, em função da atenuação da intensidade de radiação, da distância percorrida pela luz ultravioleta e do respectivo comprimento de onda.

Na EUI e na ESI foram também feitas amostragens de partículas em ar ambiente e interior para determinação gravimétrica. A Figura 25 ilustra cada um dos tipos de equipamentos usados.



a)



b)



c)

Figura 25. Equipamentos usados para a amostragem para determinação gravimétrica de PM₁₀ e PM_{2,5}: a) amostradores de elevado caudal; b) amostradores de baixo caudal; c) bomba de amostragem pessoal.

A caracterização do ar ambiente foi realizada de acordo com o método de referência especificado na norma EN12341:1998. Foram utilizados amostradores de elevado caudal – *Tisch TE-6070* (caudal de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ e filtros em fibra de vidro *Whatman EPM 2000*). No que diz respeito ao ar interior, os equipamentos usados foram os amostradores: *Echo PM Tecora* (caudal de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e filtros de quartzo *Whatman QMA*), e *SKC 224-PCXR8* (caudal de $2 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$ e filtros de quartzo *Whatman QMA*).

Foram também utilizados amostradores passivos para medição de O_3 , NO_2 , BTEX e formaldeído. Os amostradores passivos para O_3 e NO_2 foram instalados em postes em diversos pontos da cidade, nas salas de aulas e nos quartos das habitações das crianças que aceitaram participar no estudo. Na Figura 26 apresentam-se fotografias dos amostradores passivos utilizados para amostrar estes poluentes no exterior (com o respectivo abrigo), e no interior.



a)



b)

Figura 26. Fotografia dos abrigos (a) e de amostradores passivos de O_3 e NO_2 (b) utilizados nas campanhas experimentais.

Os amostradores passivos de O_3 e NO_2 (Figura 26 B) no exterior são montados dentro de abrigos (Figura 26 a), de modo a estarem protegidos da intempérie e da radiação solar, mas permitirem a circulação do ar.

A Figura 27 apresenta um mapa com a localização dos 20 pontos exteriores onde foram colocados amostradores passivos de O_3 e NO_2 .

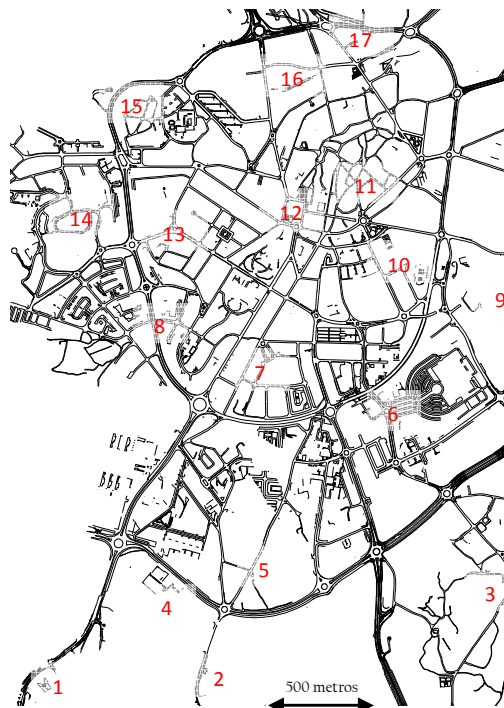


Figura 27. Mapa com a localização dos pontos exteriores de medição com amostradores passivos.

Os amostradores de BTEX e formaldeído, representados na Figura 28, foram colocados no exterior das escolas, nas salas de aulas e nos quartos das habitações das crianças que aceitaram participar no estudo. A Figura 28 apresenta fotografias dos difusores passivos de BTEX e formaldeído utilizados.



a)



b)

Figura 28. Fotografia dos difusores passivos de BTEX e formaldeído utilizados nas campanhas experimentais. Aspecto da colocação no exterior (a) e no interior (b).

A localização das habitações onde foram medidas concentrações de poluentes é apresentada na Figura 29.

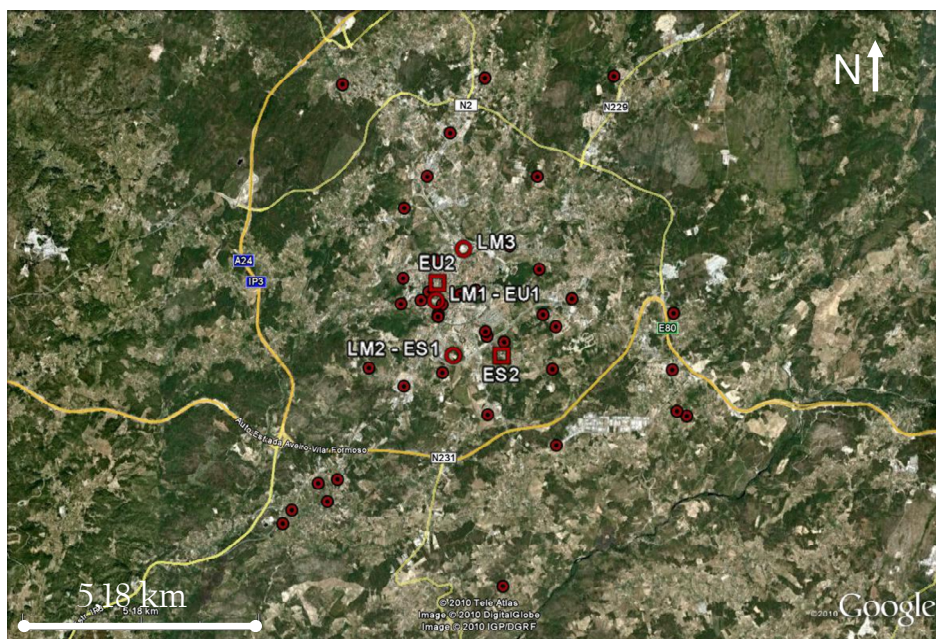


Figura 29. Mapa com a localização das habitações das crianças participantes no estudo. As habitações estão localizadas com o símbolo ●.

Como se pode observar na Figura 29 as habitações das crianças que participaram no estudo localizam-se quer na área urbana de Viseu, quer nos arredores, num raio de 8 km.

Os tubos passivos e respectivos abrigos para o NO_2 e O_3 foram construídos no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, tendo por base os tubos de *Palmer* [Palmer *et al.*, 1976; Nunes *et al.*, 2007]. Em cada ponto de amostragem, exterior e interior, foi colocado um conjunto de três tubos amostra e um branco, para cada um dos poluentes. Os tubos para NO_2 são impregnados com trietanolamina; o NO_2 é adsorvido quimicamente na forma de nitrito e analisado por espectrofotometria de visível a 540 nm [Miller, 1988]. O O_3 é adsorvido em 1,2-di-(4piridil)-etileno, dando origem à formação de 4-piridilaldeído, que é analisado após reacção com 3-metil-2-benzotiazolinona, da qual resulta uma azida de cor amarela, por espectrofotometria a 430 nm [Bernard *et al.*, 1999]. De acordo com Nunes *et al.* [2007], estudos prévios de inter-comparação deste tipo de tubos passivos com analisadores em contínuo, de NO_2 e O_3 , de referência, apresentaram boa correlação, com coeficientes de correlação superiores a 0,92.

Para a medição de formaldeído e BTEX usaram-se tubos *Radiello*, referência 165 e 130 respectivamente. Na 1ª campanha foram colocados em cada ponto de amostragem 2 tubos, enquanto que nas seguintes foi colocado apenas um tubo. Foi possível esta redução, que contribuiu significativamente para a diminuição dos custos, uma vez que

se verificou, através da análise dos dados da primeira campanha, que o erro entre tubos colocados lado a lado era inferior a 10%, em mais de 80% dos casos. As análises dos tubos de formaldeído foram efectuadas no Laboratório de Referência do Ambiente da APA, por cromatografia líquida de alta eficiência, após extracção em acetonitrilo, e as de BTEX em Itália, pelo laboratório da *Radiello*, sendo os compostos extraídos com dissulfureto de carbono e o extracto analisado por cromatografia gasosa e ionização de chama (FID).

4.3.2 Resultados

Nesta secção apresentam-se e discutem-se os dados de qualidade do ar medidos na cidade, nas escolas e nas habitações. Os valores de qualidade do ar são analisados de acordo com a legislação em vigor no período da medição.

4.3.2.1 A cidade

Os valores de concentração de poluentes no ar ambiente da cidade encontram-se organizados por poluente.

Matéria particulada

As concentrações de PM10 foram monitorizadas nos LM 1 e 2 nas quatro campanhas e no LM3 na primeira campanha. No Quadro 15 estão apresentadas as excedências ao valor limite diário legislado de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ (DL 102/2010).

Quadro 15. Excedências ao valor limite diário de PM10 (n.d. – não disponível).

| | INV06 | VER06 | INV07 | VER07 |
|-----|-------------------------------------|-------------------------------------|---|-----------------|
| LM1 | 17/01 ($73,6 \mu\text{g.m}^{-3}$) | 19/06 ($59,0 \mu\text{g.m}^{-3}$) | 15/01 ($63,3 \mu\text{g.m}^{-3}$) 16/01 ($65,0 \mu\text{g.m}^{-3}$) 18/01 ($65,1 \mu\text{g.m}^{-3}$) | sem excedências |
| LM2 | 17/01 ($56,6 \mu\text{g.m}^{-3}$) | 23/06 ($51,1 \mu\text{g.m}^{-3}$) | 15/01 ($54,8 \mu\text{g.m}^{-3}$) 16/01 ($74,4 \mu\text{g.m}^{-3}$) 18/01 ($64,8 \mu\text{g.m}^{-3}$) | sem excedências |
| LM3 | 17/01 ($57,1 \mu\text{g.m}^{-3}$) | n.d. | n.d. | n.d. |

As concentrações de PM10 monitorizadas nos LM ultrapassaram o valor limite diário em três das quatro campanhas experimentais. Em Janeiro de 2006 o VL diário foi excedido um dia em todos os LM (em 16 de monitorização); em Janeiro de 2007 registaram-se três dias no LM1 e LM2 (em 12) com valores de média diária de PM10 superior a $50 \mu\text{g.m}^{-3}$; e registou-se uma ultrapassagem em cada LM ao VL, durante os nove dias monitorizados na campanha de Verão de 2006. As concentrações registadas

nos períodos de Verão são em média menores. As ultrapassagens ao valor-limite nas campanhas de Inverno são simultâneas; já na campanha de Verão de 2006, as ultrapassagens ocorreram em dias distintos, o que revela que são decorrentes de situações de qualidade do ar mais localizadas.

Tendo em vista a compreensão das concentrações medidas, procedeu-se à representação da variação da concentração bi-horária de PM₁₀, construída com base nas monitorizações de todos os dias dos períodos coincidentes de medição dos três postos móveis (ou dois), conforme apresentado na Figura 30. Optou-se pela representação bi-horária uma vez que este é o maior intervalo temporal existente nos dados monitorizados. De notar que, face às diferenças nas gamas de valores medidos, os gráficos da Figura 30 não se encontram todos com a mesma escala.

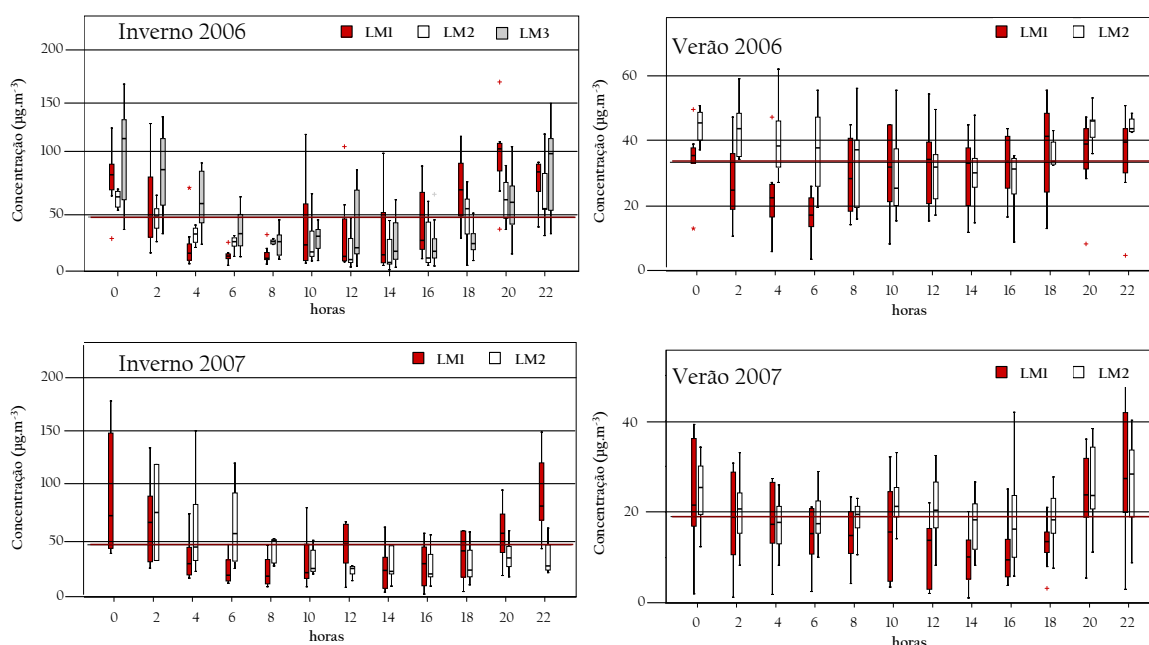


Figura 30. Variação média bi-horária da concentração de PM₁₀ medida nos LM nas 4 campanhas experimentais. A linha a vermelho indica a média de todas as medições realizadas. De notar que os gráficos não estão todos construídos com a mesma escala.

Da análise da Figura 30 constata-se que existe um padrão sazonal marcado no perfil diário de concentrações de PM₁₀, em qualquer um dos LM instalados na cidade de Viseu. Nos gráficos para os Invernos de 2006 e 2007, para além da média de concentrações próxima dos 50 $\mu\text{g.m}^{-3}$, verifica-se que as concentrações mais elevadas ocorrem à noite, atingindo um pico por volta das 22h com médias de 2 horas frequentemente da ordem dos 100 $\mu\text{g.m}^{-3}$, diminuindo suavemente até ao meio da manhã. Os valores de concentração elevados que se registam nos períodos de Inverno, durante a noite, poderão estar relacionados com a queima de biomassa para

aquecimento doméstico que é prática comum em Portugal, e em Viseu, e que origina impactes significativos na qualidade do ar, em particular no que diz respeito às concentrações de matéria particulada [Borrego *et al.*, 2010]. A juntar a este factor, está o facto de que, à noite, a atmosfera é potencialmente mais estável originando situações de dispersão menos favoráveis. No período de almoço os valores sobem ligeiramente, coincidentes com o aumento de tráfego. Os perfis correspondentes ao Verão são mais suaves, apesar de apresentarem a mesma tendência, com excepção do LM2 no Verão de 2006. As concentrações de PM10 registadas na campanha de Verão de 2007 foram as mais baixas com um valor médio global de aproximadamente $20 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Ozono e óxidos de azoto

Os resultados seguintes são referentes às concentrações horárias de NO, NO₂ e O₃, nos postos de monitorização contínua LM1, LM2 e LM3. Na Figura 31 apresentam-se os gráficos com as concentrações horárias de NO e NO₂, e as concentrações octo-horárias de O₃ medidas no LM1 em cada umas das campanhas experimentais. Os resultados das medições no LM2 e LM3 são similares e por essa razão não se justifica a sua apresentação.

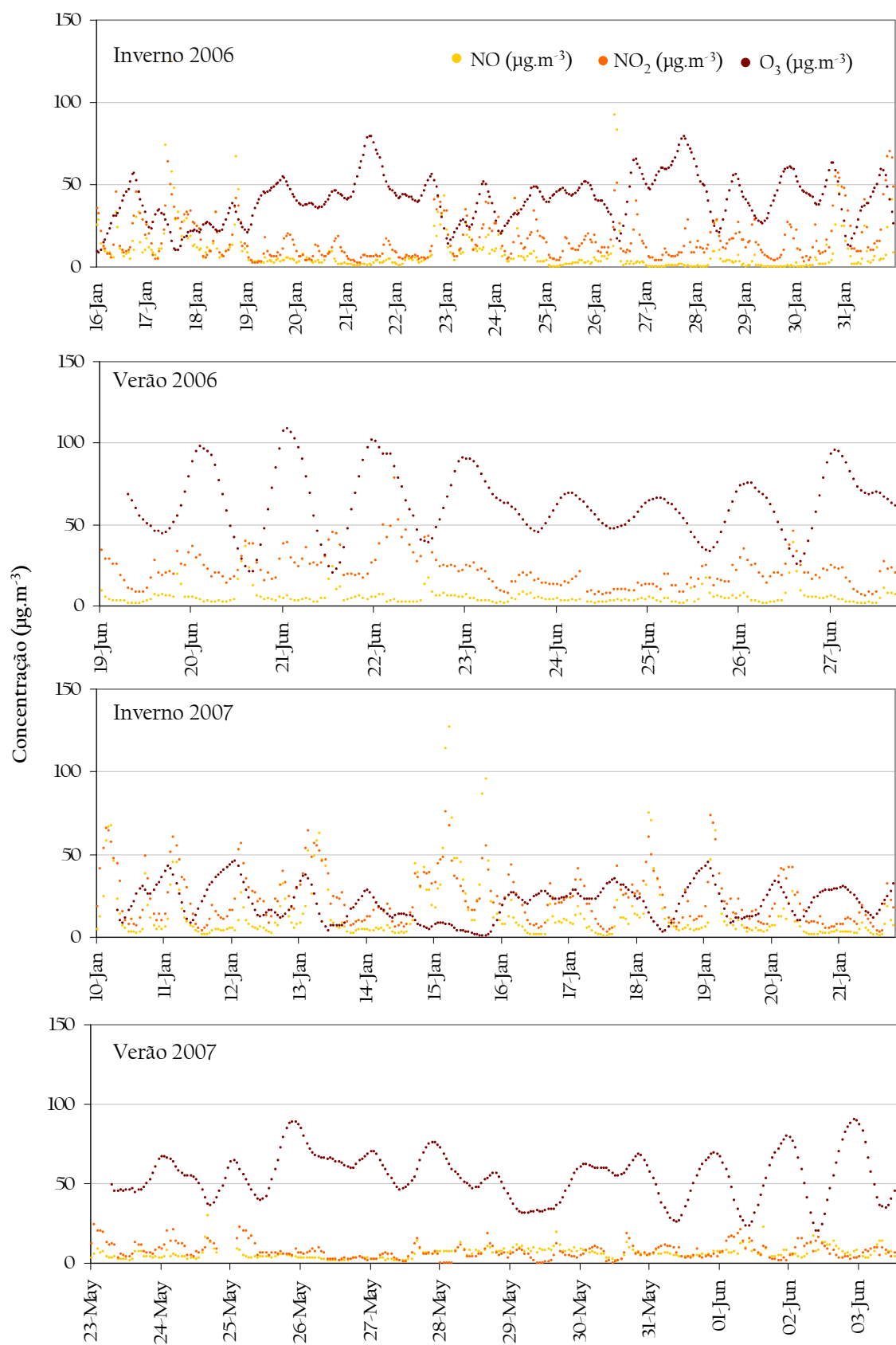


Figura 31. Concentração horária de NO, NO₂ e octo-horária de O₃ no LMI nas campanhas experimentais.

As monitorizações realizadas no LMI demonstraram que as concentrações de O_3 são mais elevadas no Verão enquanto que as de NO e NO_2 são superiores nos períodos de Inverno, como seria de esperar, face ao comportamento fotoquímico destes poluentes.

Quando se analisam as campanhas de Inverno verifica-se que os valores de ozono são mais elevados no ano de 2006, enquanto que os valores de NO_2 e NO são mais elevados no ano de 2007. Uma possível explicação para esta circunstância é o facto de os valores de radiação solar terem sido bastante mais elevados na campanha de Inverno de 2006 do que na campanha de Inverno de 2007 [Prior *et al.*, 2006], propiciando deste modo a produção de O_3 . As concentrações de O_3 monitorizadas neste posto, durante o tempo de amostragem, foram sempre reduzidas e consideradas normais para a estação do ano em causa.

O padrão diário das concentrações de NO_2 é semelhante ao padrão de tráfego rodoviário da cidade de Viseu, indicando que esta fonte será a principal emissora deste poluente, que afectou os valores medidos no LMI. No LMI não se registou qualquer ultrapassagem aos valores limite legislados para os poluentes em análise.

As concentrações de O_3 e NO_2 , além de medidas em contínuo, foram também medidas com recurso a amostradores passivos, de modo a conseguir uma maior cobertura espacial da informação sobre estes poluentes e identificar possíveis locais com concentrações mais elevadas. Estas medições, com média temporal de uma semana, foram realizadas nos pontos identificados na Figura 27, e são apresentadas no ANEXO D. Verifica-se que as concentrações mais elevadas de NO_2 ocorrem no centro da cidade, como seria de esperar. De acordo com o já referido nas amostragens em contínuo, os níveis de NO_2 são menores para os períodos de Junho, quer em 2006, quer em 2007; o que está de acordo com a fotoquímica deste poluente, uma vez que as temperaturas elevadas propiciam o seu consumo na reacção de produção de O_3 .

Constata-se também um aumento, expectável, das concentrações de O_3 nos meses de Junho, face às campanhas de Inverno, pois há maior produção fotoquímica. Não se identificam grandes variações espaciais de O_3 na área monitorizada, concluindo-se que as medições realizadas nos LM são representativas da cidade de Viseu.

Na comparação das medições de O_3 nos meses de Junho dos dois anos amostrados, verificam-se, em geral, concentrações mais elevadas em 2007. Considerando que o método usado no amostrador contínuo corresponde ao método de referência, pode-se concluir que a concentração registada pelos difusores passivos estará sobrestimada em

cerca de 50%, o que não invalida as conclusões retiradas quanto à variabilidade espacial das concentrações.

4.3.2.2 Escolas

Nesta secção apresentam-se os dados monitorizados nas escolas, organizados por poluente, nomeadamente matéria particulada, BTEX, formaldeído O₃ e NO₂.

Matéria particulada

As medições de matéria particulada no ar ambiente e no ar interior tiveram lugar nas escolas EU1 e ES1, ao longo das quatro campanhas experimentais. O Quadro 16 resume as medições feitas em cada uma das escolas.

Quadro 16. Medições de matéria particulada nas escolas: localização, métodos e equipamentos.

| Escola | Ambiente | Poluente | Equipamento | Método | Média temporal |
|--------|-------------|----------|---|--------------|----------------|
| EU1 | ar ambiente | PM10 | amostradores de elevado volume Tisch TE-6070 | gravimétrico | 24 h |
| | | PM2,5 | | | |
| | ar interior | PM10 | amostradores de baixo volume Echo PM Tecora | gravimétrico | 24 h |
| | | PM2,5 | | | |
| | | PM10 | bomba de amostragem pessoal SKC 224-PCXR8 | gravimétrico | 24 h |
| | | | | | |
| ES1 | ar ambiente | PM10 | amostradores de elevado volume Tisch TE-6070 | gravimétrico | 24 h |
| | ar interior | PM10 | bomba de amostragem pessoal SKC 224-PCXR8 | gravimétrico | 24 h |

Mediram-se valores de concentração no ar interior, numa sala de aula, em cada uma das escolas (PM10 na EU1 e ES1 e PM2,5 na EU1). As salas tinham aproximadamente 80 m², ventilação natural e uma ocupação média de 20 crianças por sala. Ambas as salas estavam mobiladas com equipamento escolar padrão, fabricado em aglomerado de madeira e metal ou plástico, e quadros negros para utilização com giz. O pavimento era revestido a madeira na EU1 e a pavimento sintético na ES1. Os equipamentos foram montados à altura de amostragem de cerca de 1,2 m do solo, de modo a coincidir com a altura das crianças quando sentadas.

Uma vez que os equipamentos de medição de PM10 em ambiente interior eram distintos nas duas escolas, para possibilitar a mais correcta comparabilidade, foi colocada uma segunda bomba SKC na EU1 a fazer medições em paralelo com o amostrador de baixo volume. Esta medição em paralelo permitiu concluir que as

medições feitas com a bomba SKC estavam subestimadas face às medições realizadas com o amostrador de baixo volume. As medições de PM10 feitas com a bomba de amostragem pessoal na ESI foram corrigidas de acordo com o factor apresentado na Equação 1.

$$PM10_{TECORA} = PM10_{SKC} \times 1,19 \quad (r = 0,83) \quad \text{(Equação 1)}$$

Em todas as medições pelo método gravimétrico os filtros estiveram expostos durante cerca de 24h, sendo mudados entre as 7h e as 8h da manhã, antes do início das aulas. Os filtros foram equilibrados durante pelos menos 48h antes de cada pesagem, que decorreram numa sala com temperatura e humidade controladas.

Os resultados das medições pelo método gravimétrico estão sumarizados no Quadro 17. Neste quadro são apresentadas as médias e os desvios-padrão das medições de PM10 e PM2,5, em ar interior e ambiente, para cada escola, por campanha, assim como o rácio interior/exterior (I/E) para a concentração de cada poluente. De modo a facilitar a análise, também se apresentam os resultados para o período total, agrupados por estação (Inverno e Verão) e por tipo de dia (dias úteis e dias de semana).

Quadro 17. Concentrações ($\mu\text{g.m}^{-3}$) de PM10 e PM2,5 medidas no interior e exterior, e respectivos rácios interior /exterior (I/E). n.a. – não aplicável.

| | EUI | | | | | | ESI | | |
|---------------|----------------------|----------------------|-----------|---------------------|---------------------|----------|---------------------|---------------------|----------|
| | PM2,5 _{int} | PM2,5 _{ext} | PM2,5 I/E | PM10 _{int} | PM10 _{ext} | PM10 I/E | PM10 _{int} | PM10 _{ext} | PM10 I/E |
| Inverno 2006 | 50,4±15,2 | 28,1±9,1 | 2,3 | 129,8± 39,1 | 48,8±3,5 | 4,4 | 106,5±24,2 | 43,0±19,6 | 2,6 |
| Verão 2006 | 39,2±14,7 | 52,4±9,5 | 0,8 | 73,8±28,2 | 36,9±13,6 | 0,9 | 59,3±19,0 | 35,8±7,0 | 1,1 |
| Inverno 2007 | 50,6±16,8 | 42,2±28,4 | 1,5 | 101,3±44,7 | 81,8±33,0 | 1,2 | 87,9±28,8 | 51,0±19,2 | 2,0 |
| Verão 2007 | 30,6±10,6 | 19,9±3,8 | 1,4 | 68,5±36,7 | 33,5±3,3 | 1,8 | 50,3±19,6 | 39,6±2,7 | 1,3 |
| Inverno | 50,5 ± 15,3 | 34,0 ± 19,8 | 1,5 | 120,9 ± 41,7 | 55,6 ± 32,1 | 2,2 | 99,0 ± 26,8 | 45,7 ± 19,2 | 2,2 |
| Verão | 34,9 ± 13,0 | 38,0 ± 18,6 | 0,9 | 70,3 ± 32,3 | 42,0 ± 8,7 | 1,7 | 53,9 ± 18,9 | 37,3 ± 5,8 | 1,4 |
| Dias úteis | 47,6 ± 13,9 | 36,3 ± 19,2 | 1,3 | 113,3 ± 36,7 | 50,7 ± 25,7 | 2,2 | 85,0 ± 30,6 | 42,2 ± 16,0 | 2,0 |
| Fim-de-semana | 21,1 ± 8,1 | 24,2 ± n.a. | 0,9 | 24,8 ± 11,1 | 30,9 ± n.a. | 0,8 | 34,7 ± 14,1 | 45,4 ± n.a. | 0,8 |
| PERÍODO TOTAL | 43,8 ± 11,3 | 35,7 ± 10,7 | 1,2 | 102,7 ± 34,3 | 49,8 ± 21,2 | 2,1 | 81,0 ± 22,9 | 42,3 ± 7,5 | 1,9 |

Em relação aos valores médios para todo o período, a concentração de PM₁₀ obtida na EUI, tanto em ar ambiente como em ar interior, é maior do que na ESI. Os maiores valores em ar ambiente na EUI revelam a influência da sua localização, perto de uma importante rede de estradas com tráfego intenso ($\approx 24\,600$ veículos.dia⁻¹), quando comparada com a do local suburbano ($\approx 3\,500$ veículos.dia⁻¹). As maiores concentrações medidas no interior da EUI podem ser o resultado da influência do ar exterior, bem como da presença de fontes interiores nessa escola. A única situação em que as concentrações são mais elevadas na ESI do que na EUI ocorre durante o fim-de-semana. Uma vez que as contagens de tráfego [Borrego *et al.*, 2008] indicam que, para o período de fim-de-semana, existe uma diminuição no fluxo de tráfego no centro da cidade e um aumento na localização da ESI, esta excepção pode ser resultante desse facto.

As concentrações de matéria particulada são mais elevadas no Inverno do que no Verão. A única excepção são os níveis de PM_{2,5} medidos no exterior da EUI que não apresentam um padrão sazonal. As maiores concentrações medidas no ar ambiente no Inverno podem ser explicadas pelo uso generalizado de lareiras para aquecimento doméstico na região de estudo, bem como em todo o país [Borrego *et al.*, 2010], e pelo maior volume de tráfego nesta estação do ano.

Durante os dias da semana, as concentrações de PM₁₀ nas salas de aula são significativamente superiores às medidas em ar ambiente no mesmo local, com taxas I/E superiores a 2,0. Essa relação é mais baixa para PM_{2,5} e, aos fins-de-semana, é inferior a 1,0 para ambos os poluentes. As taxas I/E são sempre mais elevadas no Inverno do que no Verão, o que se poderá dever à presença de fontes emissoras no interior (e.g. utilização de mais roupa com libertação de mais fibras), e à baixa taxa de ventilação nesta estação, uma vez que a abertura de janelas no Verão promove melhores condições de ventilação. Ao fim-de-semana, os valores de PM no ar interior são mais próximos dos medidos no exterior, confirmando a existência de fontes de PM interiores em dias de semana.

De modo a perceber se as concentrações de PM no interior são influenciadas pelo ar exterior estudaram-se as correlações entre as suas medições. As concentrações de PM₁₀ medidas dentro das salas de aula não apresentam qualquer correlação significativa com os valores no exterior, confirmando novamente a presença de fontes interiores. As elevadas concentrações de PM₁₀ em períodos lectivos, registadas no interior de salas, levaram a que se colocasse a hipótese de que a utilização de giz constituiria a grande

fonte emissora de PM10. Neste sentido procedeu-se à realização de uma campanha experimental para a verificação dessa hipótese, substituindo numa sala o quadro de giz por um quadro branco. Os resultados não foram conclusivos, mas permitiram indicar que a utilização de giz não constituirá a fonte principal para emissão de PM10 [Borrego *et al.*, 2008]. Uma vez que nenhuma fonte específica de PM é identificada nas salas de aula, a presença de ocupantes parece ser determinante para os níveis medidos.

Os valores de PM2,5 no ar interior em dias de semana revelam uma correlação significativa com as concentrações no exterior. A Equação 2 e a Equação 3 apresentam a regressão linear obtida entre os valores de concentração, interiores e exteriores, de PM2,5 nos dias úteis, para o Verão e para o Inverno, bem como a sua correlação (r) e a significância.

$$\text{PM2,5 – Inverno: } C_{in} = 41,9 + 0,43C_{out} \quad (r = 0,50; \text{ signif. } < 0,05) \quad (\text{Equação 2})$$

$$\text{PM2,5 – Verão: } C_{in} = 20,1 + 0,49C_{out} \quad (r = 0,80; \text{ signif. } < 0,01) \quad (\text{Equação 3})$$

Esta análise permite concluir que a contribuição das fontes interiores para a concentração de PM2,5 é duas vezes mais elevada no Inverno do que no Verão, e a contribuição do ar exterior semelhante entre as duas estações.

Na última campanha foi possível proceder à monitorização em contínuo de PM5 e CO₂ em paralelo, na sala de aulas monitorizada na EU1. O CO₂, existente no ar exalado, é um indicador da presença humana em recintos fechados. Com a medição destes dois poluentes, foi possível estabelecer uma relação estatística significativa entre a duração da presença humana e a variação da concentração de PM5, como se pode verificar na Figura 32, que apresenta as concentrações medidas dos dois poluentes.

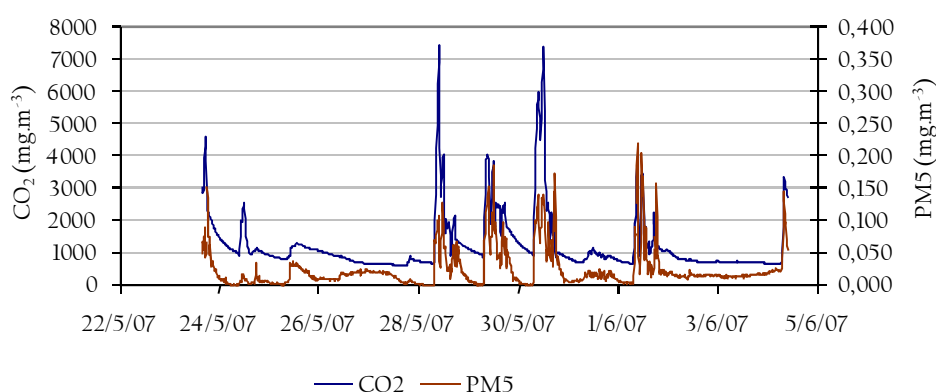


Figura 32. Variação da concentração de CO₂ e de PM5 (mg.m⁻³, médias de 15 minutos) no interior de uma sala de aulas na EU1.

A análise estatística identificou, com base nas médias horárias das concentrações destes poluentes, um coeficiente de correlação linear de $r=0,80$.

Não se tendo compreendido totalmente a origem das partículas, pensa-se que os níveis de PM medidos se devem à presença de crianças nas salas, que, além de funcionarem como fontes, promovem a ressuspensão da matéria particulada depositada nas superfícies. Esta conclusão está de acordo com outros autores [Branis *et al.*, 2005, Fromme *et al.*, 2007] que verificaram níveis similares de PM no interior de salas de aulas, associando os níveis mais elevados deste poluente à falta de ventilação e à presença de alunos. Fromme *et al.* [2007] conduziram um estudo na Alemanha, em 64 escolas, no qual mediram, no Inverno, concentrações médias de PM₁₀ de $91,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ (analisador em contínuo, médias de 24 h) e concentrações de PM_{2,5} de $36,7 \mu\text{g.m}^{-3}$ (por gravimetria, médias de 24 h). No Verão estes autores mediram concentrações médias de PM₁₀ de $64,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ e de PM_{2,5} de $20,2 \mu\text{g.m}^{-3}$. Branis *et al.* [2005] realizaram medições por gravimetria, numa escola na República Checa, no Inverno, encontrando valores um pouco mais baixos ($42,3 \mu\text{g.m}^{-3}$ de PM₁₀ e $21,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ de PM_{2,5} durante o dia de semana, baixando as PM₁₀ para metade e as PM_{2,5} para cerca de 20% à noite e durante o fim-de-semana). Em Portugal, Almeida *et al.* [in press] mediram a concentração de PM_{2,5} e PM₁₀ em 14 escolas primárias de Lisboa. As concentrações médias foram $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ de PM_{2,5} e $83 \mu\text{g.m}^{-3}$ de PM₁₀ (variando entre $30 \mu\text{g.m}^{-3}$ e $146 \mu\text{g.m}^{-3}$). Estes autores fizeram também análises que permitiram especiar quimicamente o material particulado amostrado, concluindo que este é constituído principalmente por material crustal. Silva [2010], que realizou medições de material particulado no interior e exterior de duas escolas em Aveiro, refere concentrações, tanto de PM_{2,5} como de PM₁₀, da mesma ordem de grandeza, mas identifica o carbono orgânico como a razão principal para as diferenças de concentrações encontradas entre o exterior e interior.

Em ambas as escolas (EUI e ESI), as concentrações de matéria particulada no ar interior diminuíram entre 2006 e 2007. Um dos objectivos do projecto em que este estudo esteve inserido foi a educação e formação. Nessa perspectiva, os resultados obtidos foram comunicados às respectivas escolas após cada campanha, tendo estas sido informadas e acompanhadas no incentivo de práticas que contribuíssem para a melhoria da qualidade do ar no interior das salas de aulas (ANEXO E). Esta diminuição poderá ser resultado, entre outros factores, de uma mudança de práticas.

BTEX e formaldeído

As concentrações de BTEX e formaldeído medidas no interior e exterior das escolas são apresentadas da Figura 33 à Figura 37.

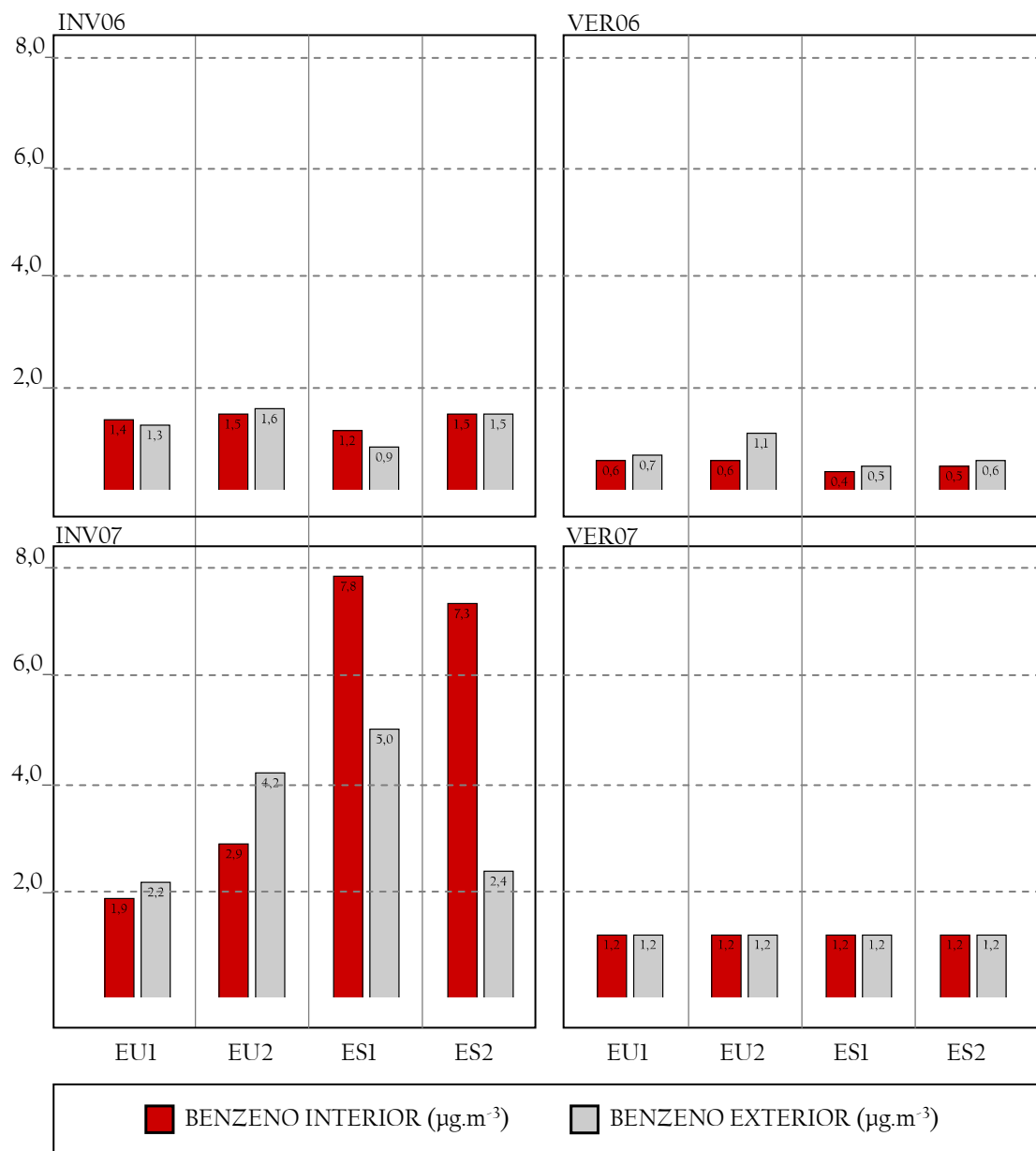


Figura 33. Média semanal das concentrações de benzeno ($\mu\text{g.m}^{-3}$) no interior e exterior das escolas.

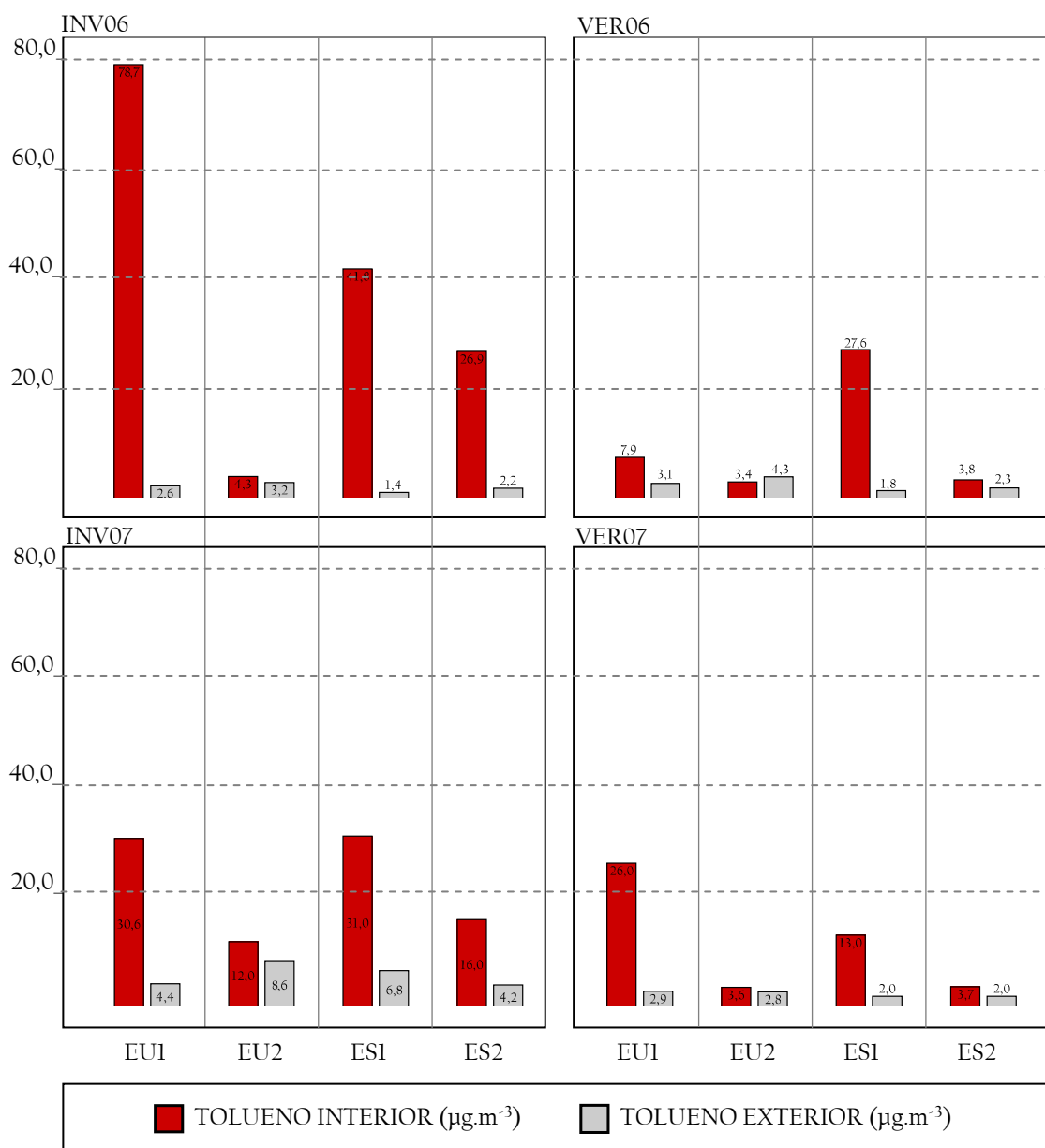


Figura 34. Média semanal das concentrações de tolueno ($\mu\text{g.m}^{-3}$) no interior e exterior das escolas.

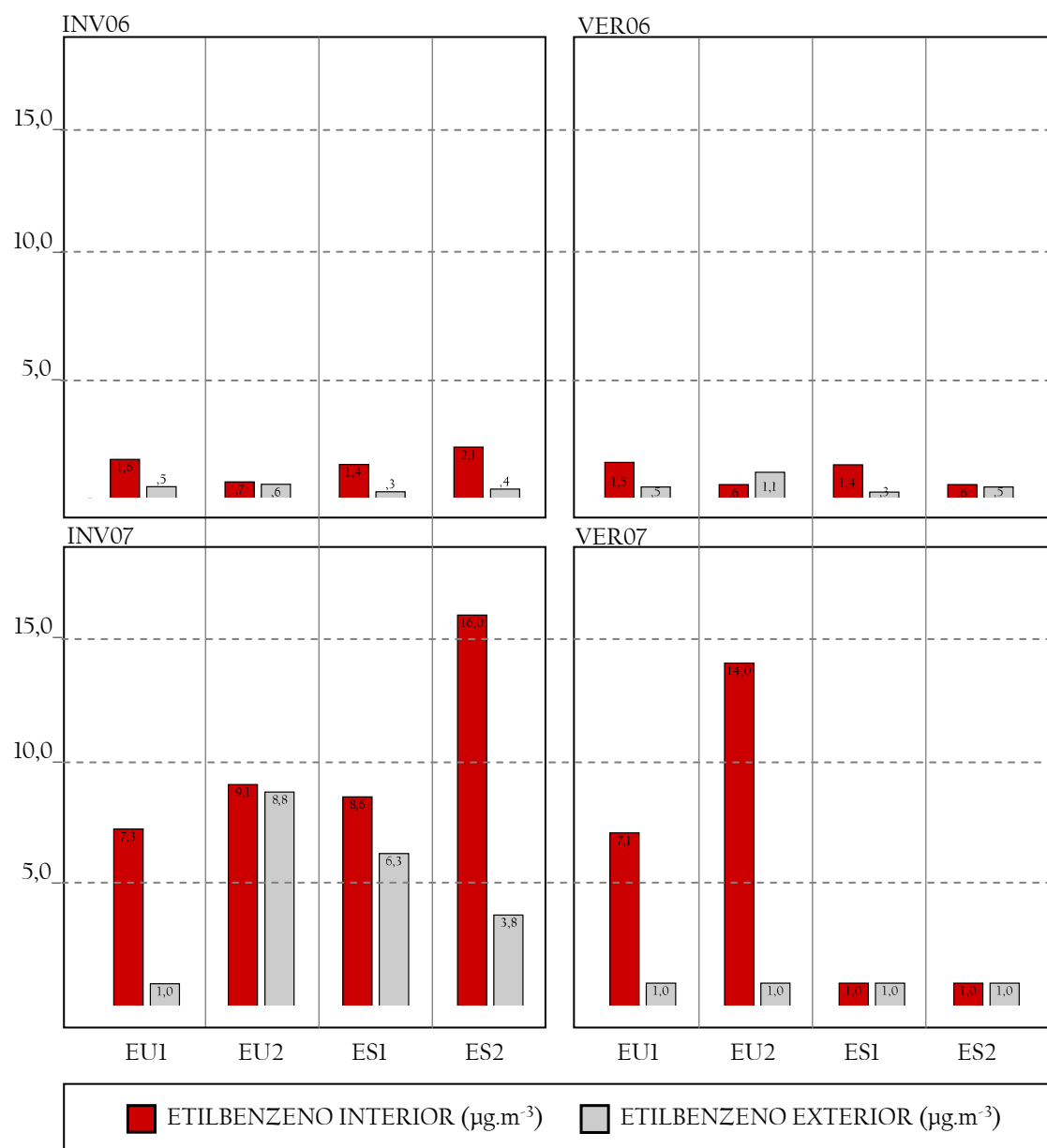


Figura 35. Média semanal das concentrações de etilbenzeno (µg.m⁻³) no interior e exterior das escolas.

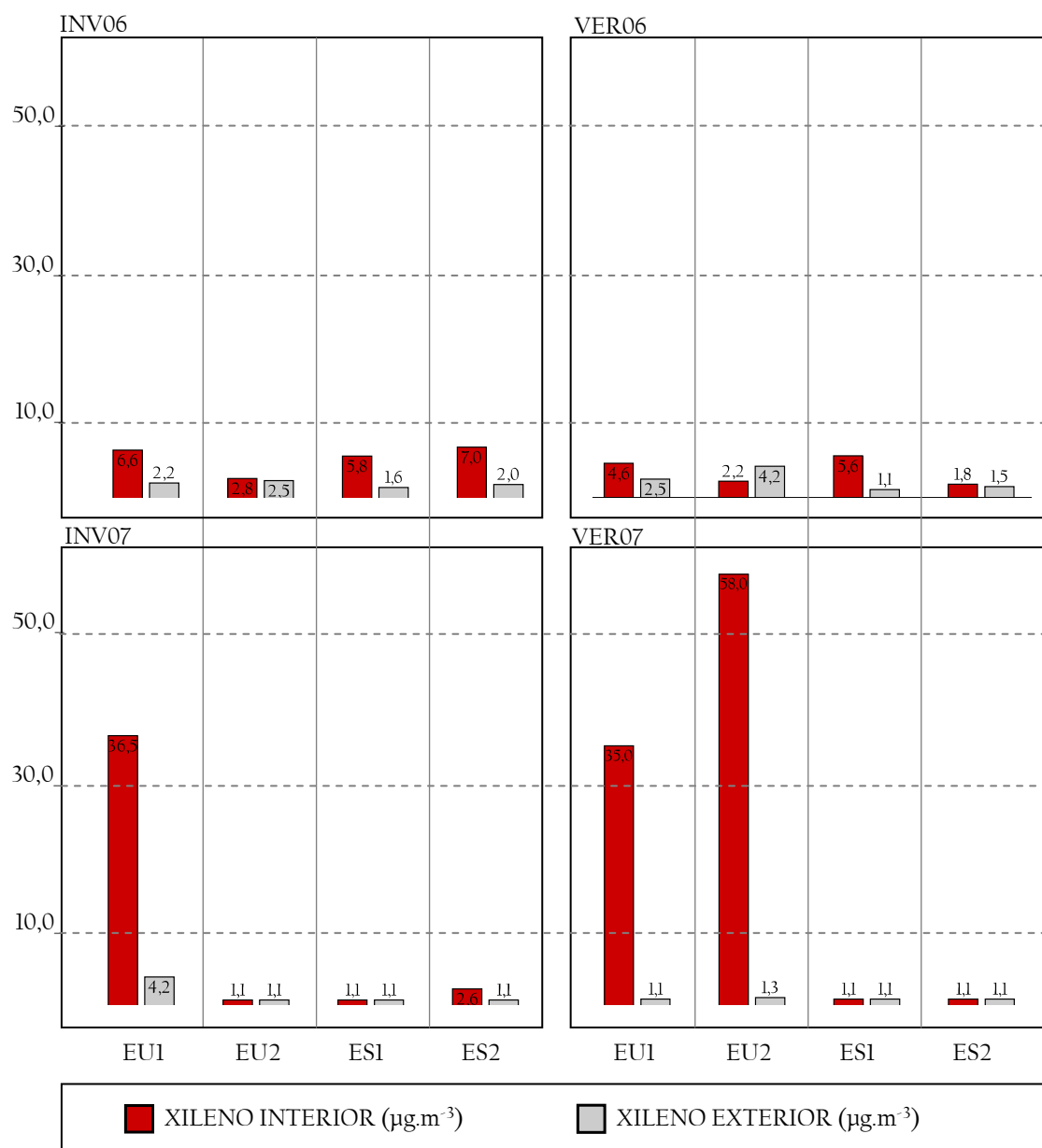


Figura 36. Média semanal das concentrações de xileno (µg.m⁻³) no interior e exterior das escolas.

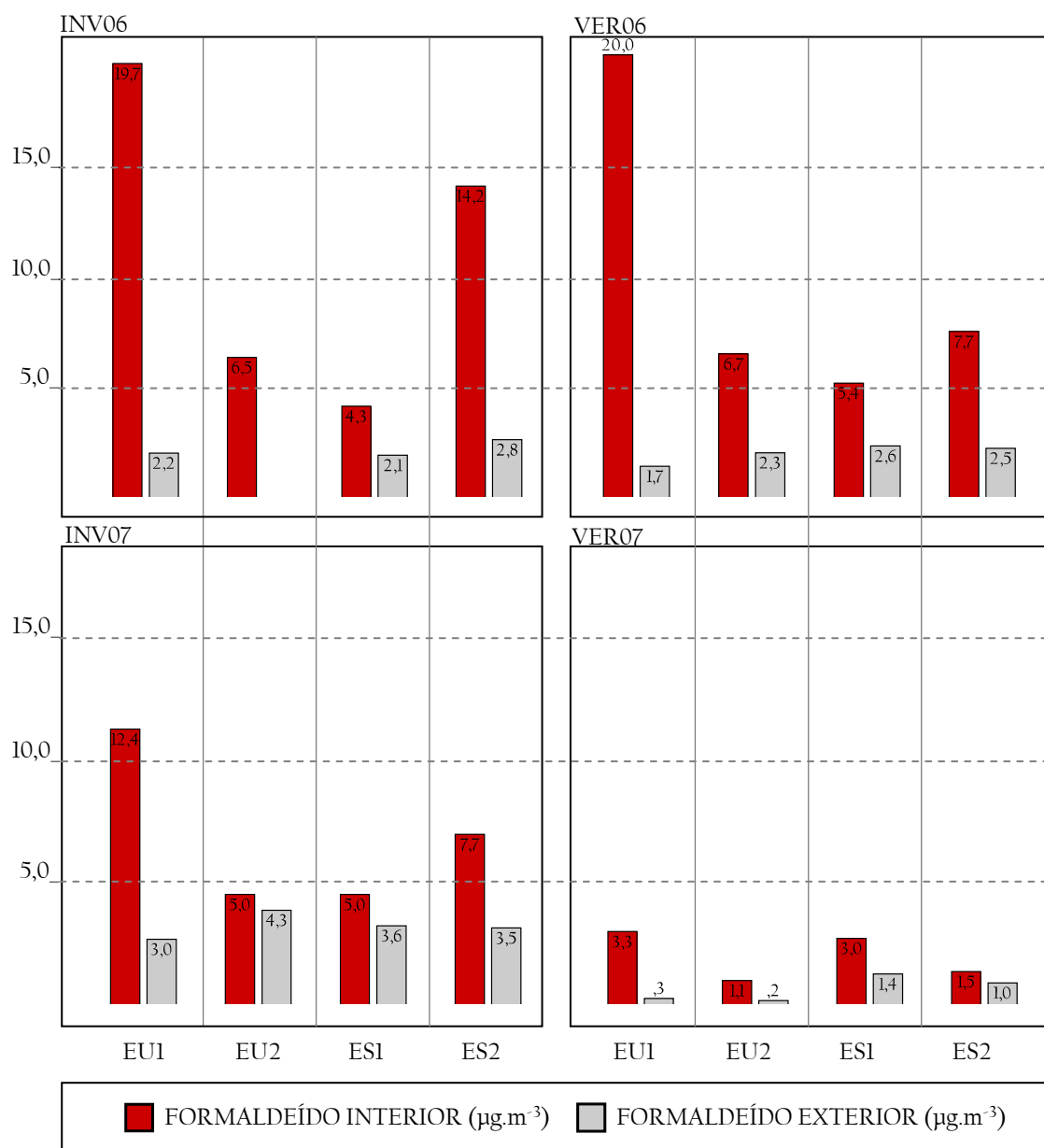


Figura 37. Média semanal das concentrações de formaldeído ($\mu\text{g.m}^{-3}$) no interior e exterior das escolas.

As medições de benzeno realizadas no ar ambiente, com média temporal de uma semana (Figura 33), são inferiores ao VL (ou igual no caso da ES1 no INV07) estabelecido na legislação portuguesa de $5 \mu\text{g.m}^{-3}$ (média anual). Aliás, com excepção das medições no Inverno de 2007, todos os resultados, quer interiores quer exteriores, são menores que $2 \mu\text{g.m}^{-3}$. Em Janeiro de 2007, as concentrações monitorizadas são quase sempre superiores a este valor, atingindo os níveis mais elevados no interior das escolas suburbanas, $7,8 \mu\text{g.m}^{-3}$ na ES1 e $7,3 \mu\text{g.m}^{-3}$ na ES2. Não se encontrou explicação para este facto, que aliás é comum às monitorizações realizadas dentro das habitações. De notar que o benzeno é um poluente típico do tráfego automóvel, mas não foi nas localizações

com mais tráfego que, na campanha de Inverno de 2007, se registaram os valores mais elevados. A concentração de benzeno poderá ter sido anormalmente alta durante esta campanha, assim como não é de excluir a possibilidade de algum erro laboratorial. As concentrações registadas no interior são da mesma ordem de grandeza, não se encontrando padrão na diferença.

No que diz respeito às concentrações de tolueno monitorizadas (Figura 34), verifica-se que os valores variaram entre $3,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ e $78,7 \mu\text{g.m}^{-3}$, no interior das escolas, e entre $1,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ e $8,6 \mu\text{g.m}^{-3}$ no exterior. As concentrações são sempre mais elevadas no interior das escolas, sendo esta relação mais notória nas campanhas de Inverno, provavelmente pelo facto de existir menor ventilação. Constatou-se também que as concentrações nos períodos de Verão são inferiores às registadas nos meses de Inverno, quer no ar exterior quer no ar interior. Em todas as campanhas os valores mais elevados são medidos no interior da EU1 e ES1, o que não sucede com as concentrações medidas no exterior, que não mostram um padrão aparente. Estas duas escolas, com cerca de 10 anos, são de construção bastante mais recente que as outras duas, podendo ainda fazer-se sentir a influência dos solventes usados na construção e decoração dos espaços. As concentrações exteriores mais elevadas foram registadas no Inverno de 2007. Em nenhuma medição foi ultrapassado o valor $260 \mu\text{g.m}^{-3}$ (média semanal) recomendado pela OMS para o ar ambiente.

As concentrações medidas de etilbenzeno (Figura 35) apresentaram bastante variabilidade. Nas campanhas do ano de 2006 os valores registados, quer no interior, quer no exterior, não ultrapassaram os $2,1 \mu\text{g.m}^{-3}$. No Inverno de 2007 também para este poluente se mediram valores bastante mais elevados, quer no exterior, quer no interior, atingindo a concentração máxima de $16,0 \mu\text{g.m}^{-3}$ no interior da ES2. No Verão de 2007 todos os valores são muito baixos com excepção do interior das duas escolas urbanas. As concentrações interiores são sistematicamente superiores às medidas no exterior e não se identifica um padrão sazonal.

A análise das concentrações monitorizadas de xileno (Figura 36) evidencia diferenças marcadas entre o ano de 2006 e de 2007. No ano de 2006 as concentrações são inferiores a $7,0 \mu\text{g.m}^{-3}$, sendo sempre mais elevadas no interior do que no exterior, e um pouco mais elevadas no Inverno do que no Verão. No ano de 2007 mediram-se, por um lado, concentrações muito mais elevadas ($36,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ no interior da EU1 no Inverno e 35

$\mu\text{g.m}^{-3}$ e $58 \mu\text{g.m}^{-3}$ no interior da EU1 e EU2 no Verão), e por outro, localizações com valores de concentração quase sempre abaixo do limite de detecção.

As concentrações de formaldeído monitorizadas (Figura 37) apresentam um comportamento bastante constante ao longo das campanhas, com excepção do Verão de 2007, em que baixaram significativamente. As concentrações são sempre mais elevadas no interior das salas de aula, variando entre $1,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ e $20 \mu\text{g.m}^{-3}$. Em nenhuma medição foi atingido o valor máximo recomendado pela OMS, para espaços interiores, de $100 \mu\text{g.m}^{-3}$ (média temporal de 30 min.).

Pegas *et al.* [2010] realizaram um estudo em Maio/Junho de 2009, que inclui a medição de BTEX e formaldeído em 14 escolas primárias da zona de Lisboa, encontrando as mesmas tendências interior/exterior e concentrações da mesma ordem de grandeza, mas com diferenças pontuais. No que diz respeito ao benzeno e etilbenzeno, as concentrações medidas na campanha de Inverno de 2007 nas escolas de Viseu atingiram valores mais elevados do que em Lisboa, sendo as das outras campanhas similares. As concentrações de tolueno medidas em Viseu, que atingiram um valor máximo de $78,7 \mu\text{g.m}^{-3}$, foram mais elevadas do que as registadas em Lisboa, com um valor máximo de $7,3 \mu\text{g.m}^{-3}$. No que se refere ao formaldeído as concentrações medidas em Lisboa (entre $1,48 \mu\text{g.m}^{-3}$ e $42,3 \mu\text{g.m}^{-3}$) são mais elevadas do que as concentrações encontradas em Viseu (variando entre $0,2 \mu\text{g.m}^{-3}$ e $20,0 \mu\text{g.m}^{-3}$).

Martins *et al.* [2008] realizaram um estudo de comparação entre os valores de BTEX medidos nas escolas de Viseu, e as concentrações destes poluentes registadas em escolas da cidade do Porto, no âmbito de um outro estudo [Fernandes *et al.*, 2009]. Martins *et al.* [2008] concluíram que as escolas analisadas nas duas cidades apresentaram concentrações interiores de BTEX muito similares, mas concentrações exteriores significativamente diferentes, sendo mais baixas em Viseu. Estes valores exteriores mais baixos em Viseu resultam em relações I/E mais elevadas para esta cidade, confirmando a importância das fontes interiores neste caso de estudo.

Ozono e dióxido de azoto

Na Figura 38 e na Figura 39 apresentam-se, respectivamente, os valores de concentração média semanal de O_3 e NO_2 monitorizados no interior e exterior das escolas. Não são apresentados valores de O_3 para o interior das escolas, pois estiveram sempre abaixo do limite de detecção. O mesmo aconteceu para os valores de concentração de NO_2 no interior, no Inverno de 2007.

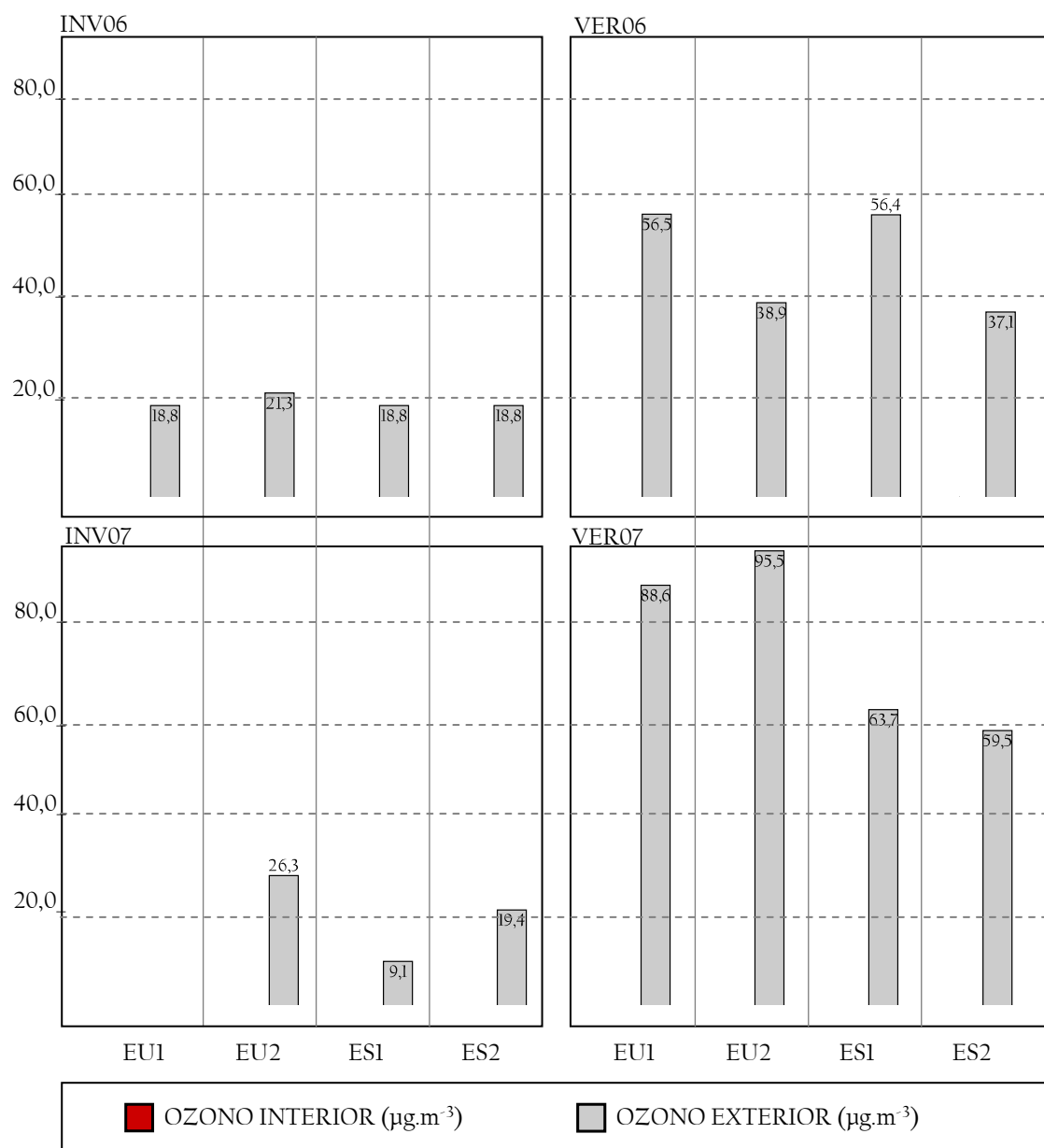


Figura 38. Concentrações (µg.m⁻³) de O₃ no interior e exterior das escolas (média semanal). Não são apresentados valores de O₃ para o interior das escolas pois estiveram abaixo do limite de detecção.

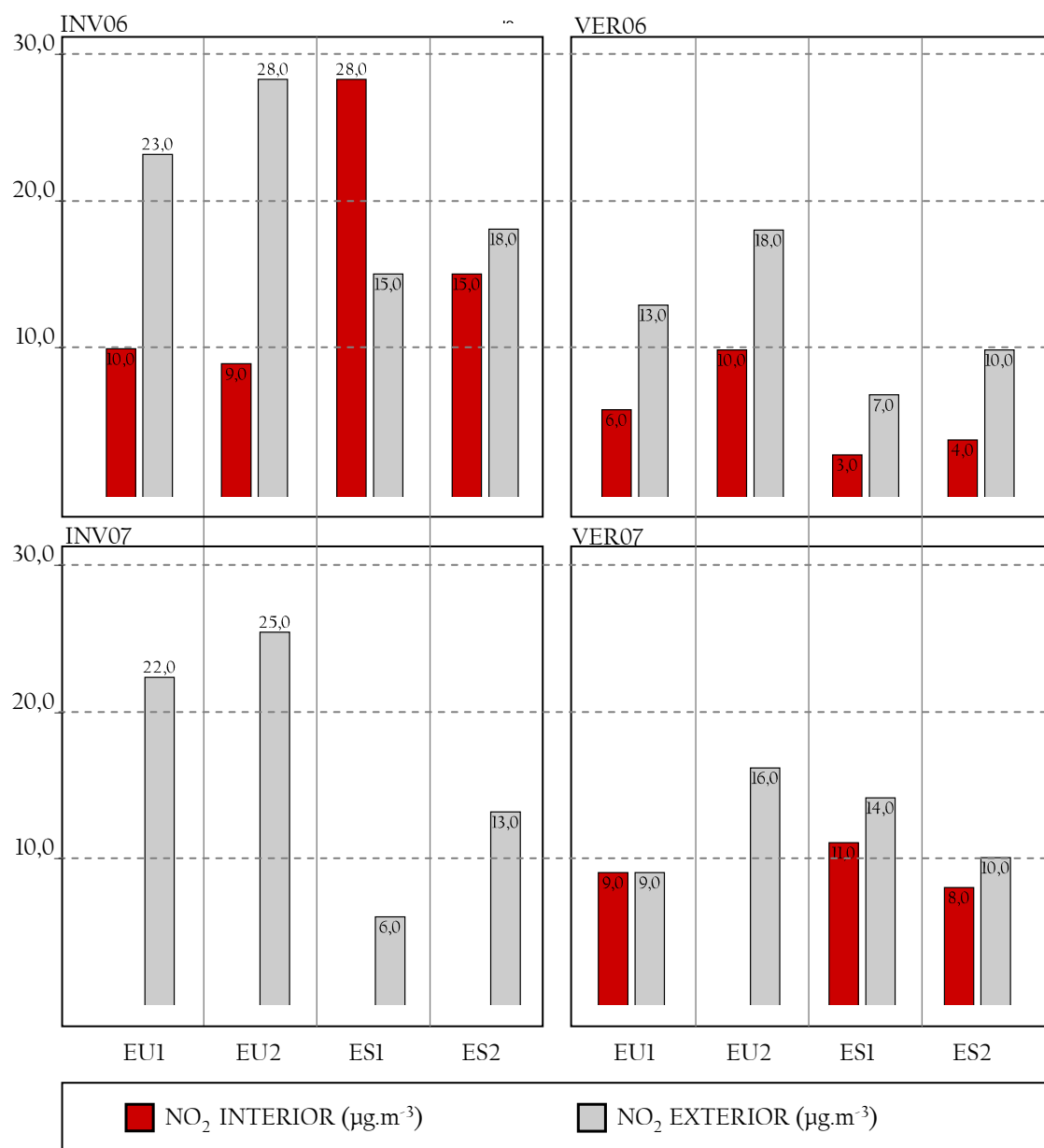


Figura 39. Concentrações ($\mu\text{g.m}^{-3}$) de NO_2 no interior e exterior das escolas (média semanal). No Inverno de 2007 os valores de NO_2 estiveram abaixo do limite de detecção.

As concentrações de O_3 no ar exterior apresentam um padrão sazonal marcado, sendo pelo menos duas vezes superior no Verão do que no Inverno, devido à natureza fotoquímica de O_3 , pois a maior radiação e temperatura que se fazem sentir no Verão proporcionam taxas de produção deste poluente mais elevadas. As concentrações no Verão de 2007 são significativamente superiores às registadas em 2006.

Em contra-ciclo com as concentrações de O_3 , os valores de NO_2 medidos são, por norma, mais elevados no Inverno que no Verão, sendo o máximo atingido ($28,0 \mu\text{g.m}^{-3}$), no exterior da EU2. Os valores de concentração são sistematicamente mais elevados no ar

ambiente do que no interior das salas de aula, com excepção da ESI na campanha de Inverno de 2006.

Pegas *et al.* [2010] também monitorizaram concentrações de NO₂, encontrando concentrações no exterior mais elevadas que no interior. As concentrações medidas por estes autores em escolas da área de Lisboa foram bastante mais elevadas quer no interior, onde variaram entre 15,0 µg.m⁻³ e 37,0 µg.m⁻³, quer no exterior, com a gama 25,1 – 45,9 µg.m⁻³. O NO₂ é um poluente muito associado ao tráfego, não sendo de estranhar estas diferenças entre Lisboa e Viseu.

4.3.2.3 As habitações

Nas habitações das crianças acompanhadas no estudo optou-se por caracterizar o quarto de dormir por ser o local onde passarão mais tempo e por isso melhor reflectir a sua exposição no microambiente casa. Com recurso a métodos passivos, realizaram-se medições de BTEX, formaldeído, NO₂ e O₃. As concentrações medidas de O₃ foram quase sempre não-detectáveis, não se tendo procedido à sua análise.

Na Figura 40 apresentam-se, em caixas de bigodes, as médias semanais das concentrações obtidas para cada um dos poluentes analisados, para as quatro campanhas, nos quartos de dormir das crianças.

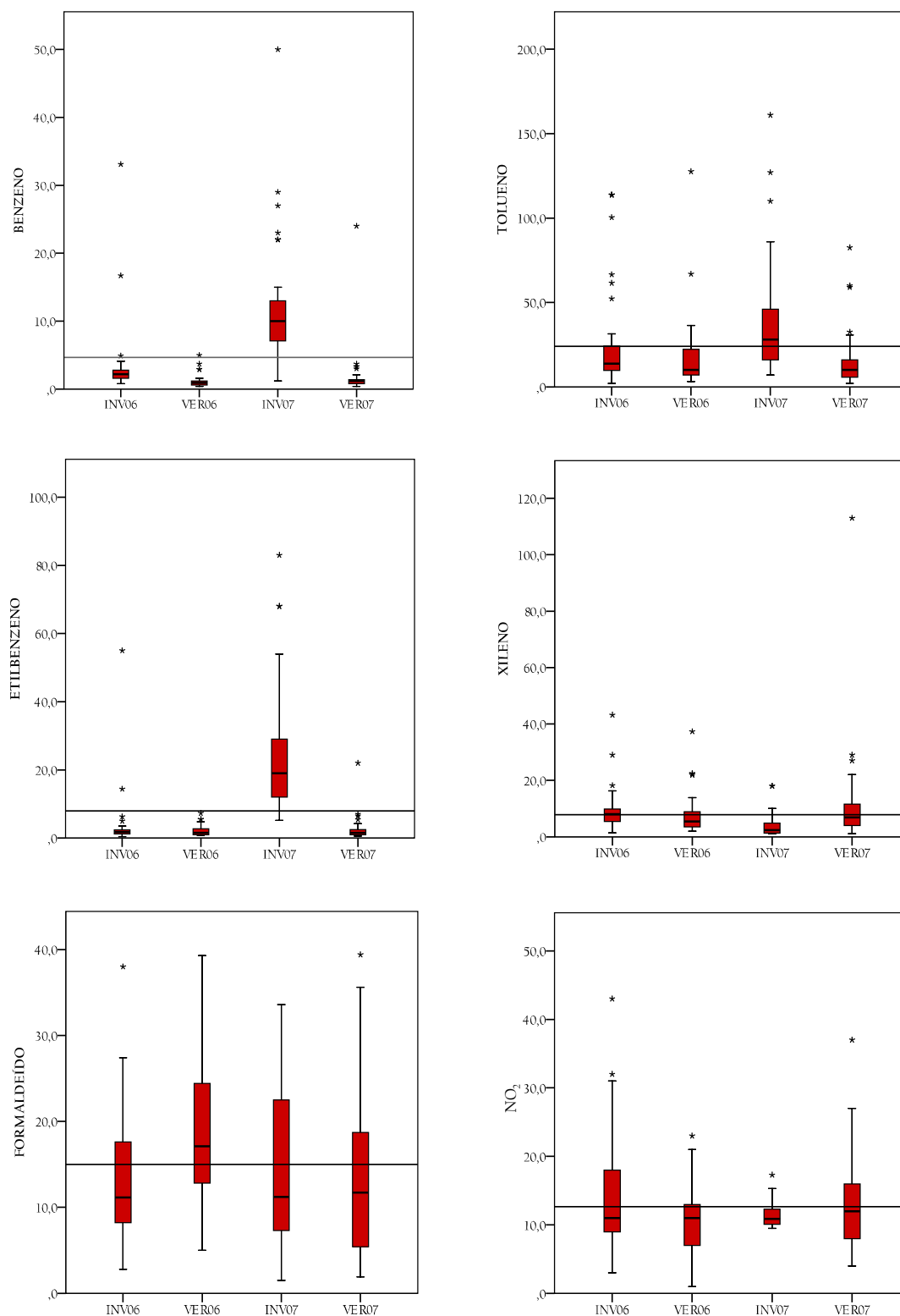


Figura 40. Valores mínimos, de percentil 25, 75 e máximos da concentração ($\mu\text{g.m}^{-3}$) de BTEX, formaldeído e NO₂ (médias semanais). A linha a preto assinala o valor médio de todas as concentrações medidas. O símbolo * representa os valores extremos.

A análise da Figura 40, no que diz respeito ao benzeno, indica que as concentrações nos meses de Janeiro foram superiores, registando valores muito elevados em Janeiro de 2007, tal como já se tinha identificado nas escolas estudadas. As concentrações no Verão de 2007 são superiores às de 2006. Com excepção da campanha de Janeiro de 2007, a concentração de benzeno medida foi na generalidade inferior ao valor limite (média anual) imposto para o ar ambiente $5 \mu\text{g.m}^{-3}$. Quando comparados com os valores medidos nas escolas, os níveis nas habitações apresentam a mesma tendência sazonal, mas com concentrações mais elevadas.

As concentrações de tolueno foram mais elevadas nos meses de Janeiro, em especial no ano de 2007, em que a mediana ultrapassou os $20 \mu\text{g.m}^{-3}$, e existiram concentrações superiores a $100 \mu\text{g.m}^{-3}$, valor mais elevado que os registados nas escolas.

Em consonância com os outros poluentes, as concentrações de etilbenzeno registadas no Inverno foram significativamente superiores aos valores das outras campanhas. O valor médio das concentrações deste poluente foi $8 \mu\text{g.m}^{-3}$.

No que diz respeito ao xileno, não se encontraram diferenças significativas entre campanhas e a concentração média deste poluente foi de $7 \mu\text{g.m}^{-3}$.

A análise dos valores registados para o formaldeído revela que não houve grande variação sazonal ou inter-anual, com um valor médio de $15 \mu\text{g.m}^{-3}$, um pouco superior aos medidos nas escolas. As concentrações de formaldeído foram estatisticamente superiores na campanha de Verão de 2006, a campanha na qual se registaram temperaturas mais elevadas. Esta tendência foi já documentada em vários estudos [CEPA, 2004; Järnström *et al.*, 2006]. De facto, sendo o formaldeído uma substância que se difunde das superfícies, o aumento da temperatura provoca um aumento da emissão deste composto. Nenhuma das medições ultrapassou o valor recomendado pela OMS para espaços interiores ($100 \mu\text{g.m}^{-3}$ (média temporal de 30 min.)).

Apesar de no ar ambiente a variação sazonal do NO_2 ser marcada, o mesmo não se observou nas concentrações medidas no interior das habitações das crianças, onde não foi encontrado um padrão. O valor médio de concentração foi de $12 \mu\text{g.m}^{-3}$. O facto de este poluente também provir de fontes interiores pode explicar o facto de não se encontrar o mesmo padrão encontrado no exterior. Nenhuma das medições ultrapassou o valor horário recomendado pela OMS, $200 \mu\text{g.m}^{-3}$; uma medição em Janeiro de 2006 ultrapassou em cerca de $4 \mu\text{g.m}^{-3}$ o valor anual recomendado ($40 \mu\text{g.m}^{-3}$).

4.4 Saúde

Nesta secção apresenta-se a metodologia do trabalho realizado pela equipa médica do projecto SaudAr, ao longo das quatro campanhas experimentais, para a caracterização da saúde respiratória das crianças. Os seus resultados, que não se incluem directamente nesta tese, serão, no entanto, utilizados no tratamento estatístico apresentado no capítulo 7.

Todos os doentes com queixas sugestivas de asma, identificados pelo questionário ISAAC, após a obtenção do consentimento informado, foram submetidos a uma série de exames que estão sumarizados no Quadro 18.

Quadro 18. Resumo dos exames médicos efectuados nas campanhas experimentais.

| Técnica | Material | Local | Objectivo | Interpretação |
|---------------------------------|-----------------------|---|--|--|
| Questionário padronizado | Questionário médico | Hospital | Avaliação de sintomas | Se presença de sintomas, a asma não se encontra controlada |
| Condensado brônquico | RTube® | Hospital | Medição de pH | Quanto menor o pH maior a inflamação |
| Óxido nítrico ar exalado (FENO) | Niox® Mino | Hospital | Medição de marcador de inflamação ao nível brônquico | Quanto maior o FENO maior a inflamação |
| Espirometria | Vitalograph® Compact | Hospital | 1) Avaliação da obstrução brônquica 2) Avaliação da resposta ao broncodilatador | 1) Quanto menor o FEV1 e a razão FEV1/FVC, maior a gravidade da doença. 2) Se aumento de FEV1 > 12% e 200ml, sugere ausência de controlo. |
| Testes cutâneos <i>prick</i> | Extractos Leti® | Hospital | Avaliar a existência de alergias | Se positivos a criança é alérgica |
| Medição de PEF | Piko® 1 | Domicílio | Avaliar a variação diurna do PEF | Se variação entre valor nocturno e diurno ≥ 20%, sugere ausência de controlo. |
| Cotina urinária | Recolha em recipiente | 1) Recolha: hospital 2) Análise: laboratório externo | Medição de cotina | Marcador de exposição ao tabaco. |

As avaliações médicas decorreram em cada uma das campanhas experimentais. Antes de cada período de avaliação os doentes suspenderam a medicação anti-inflamatória (corticóides, cromonas, antagonistas dos leucotrienos) com que eventualmente

estivessem medicados (podiam utilizar somente β -2 agonistas em caso de agudização de asma).

Nas secções seguintes explora-se um pouco mais cada um dos exames visando facilitar a interpretação do trabalho apresentado no capítulo 7.

4.4.1 Questionário padronizado

Foi construído um questionário padrão, que foi aplicado a todas as crianças envolvidas nas avaliações médicas, em cada uma das campanhas. Este questionário destinou-se a avaliar objectivamente diversos parâmetros, nomeadamente a existência de episódios de sibilância e/ou dificuldade respiratória nos 6 meses anteriores (DR), consumo de broncodilatadores (BD) e deslocações aos serviços de urgência por sintomas de foro respiratório (SUSAP). Teve ainda o intuito de classificar a gravidade da doença respiratória de acordo com a frequência dos sintomas, a existência de sintomas nocturnos e situações desencadeantes.

4.4.2 Testes cutâneos *prick*

Os testes cutâneos *prick* são utilizados para estudar a existência de sensibilização a substâncias alérgicas, como os ácaros, pólenes e epitélio de animais. São testes simples e seguros que consistem na administração na face anterior do antebraço de gotas de extractos alergénios, que são introduzidos na pele com o auxílio de uma lanceta descartável. Na Figura 41 é apresentada uma fotografia do antebraço de uma criança após a realização dos testes cutâneos.



Figura 41. Fotografia de antebraço de criança alérgica após os testes cutâneos.

Foram utilizados extractos alergénios standardizados (Leti®), de aeroalergenos comuns: ácaros (*Dermatophagoides pteronyssinus* e *Dermatophagoides farinae*); epitélio de cão; epitélio de gato; pólen de gramíneas; fungos; pólenes de árvores; histamina (controlo positivo); e soro fisiológico (controlo negativo). Foi considerado como resultado positivo uma pápula de diâmetro médio superior a 3 mm, 15 minutos após o teste.

4.4.3 Colheita do condensado brônquico

O conhecimento da existência de acidificação das vias aéreas é um facto que tem contribuído para um melhor conhecimento da asma e outras doenças pulmonares. Sabe-se, por exemplo, que os hidrogeniões são estímulos potentes da tosse, que induzem a libertação de proteínas oxidantes. O *stress* oxidativo é uma característica das vias respiratórias dos doentes asmáticos, resultado da libertação de radicais livres dos eosinófilos, neutrófilos, macrófagos e mastócitos. O condensado brônquico (CB) tem sido apontado como de grande interesse na avaliação da inflamação brônquica [Horváth *et al.*, 2005]. Consiste na recolha das microgotículas de água, exaladas durante a expiração, recolhendo-se uma fase líquida que permite avaliar vários biomarcadores (Figura 42). Para além de seguro, é de fácil execução, até em crianças pequenas, necessitando somente de se respirar em volume corrente através de um tubo refrigerado durante 10 a 15 minutos.

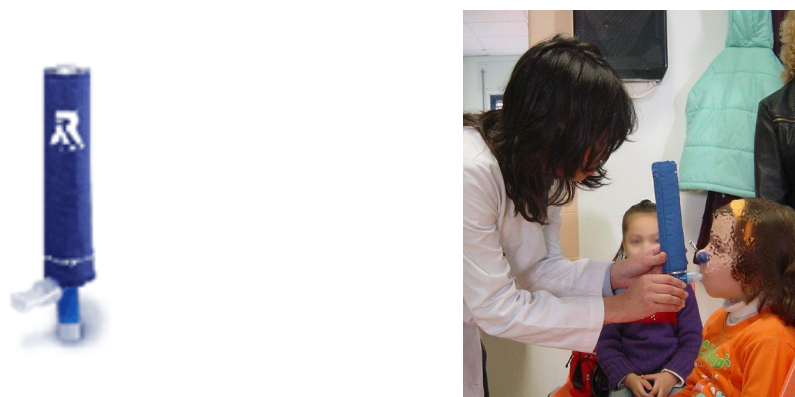


Figura 42. Dispositivo *Rtube* para recolha do condensado brônquico e fotografia de criança a realizar a colheita.

O condensado é posteriormente recolhido e armazenado de imediato ou congelado até à análise dos parâmetros pretendidos.

4.4.4 Medição do pH no condensado brônquico

De todos os biomarcadores passíveis de medição no CB, o pH é o mais bem estudado, constituindo um bom indicador da acidez das vias aéreas. Encontram-se vários valores médios de pH publicados [Hunt *et al.*, 2000], existindo autores que apontam médias de $7,65 \pm 0,2$ em indivíduos saudáveis, $7,8 \pm 0,1$ em asmáticos controlados e de $5,23 \pm 0,2$ em situações de asma aguda.

A medição de pH no condensado brônquico foi realizada com recurso a um eléctrodo convencional (monitor portátil de pH, modelo HI9025C, HANNA Instruments®).

4.4.5 Medição de óxido nítrico no ar exalado

Atendendo a que a asma é uma doença inflamatória, a equipa médica do projecto SaudAr decidiu avaliar as crianças do estudo através de marcadores de inflamação, tendo seleccionado o óxido nítrico no ar exalado (FENO) por ser um dos biomarcadores da inflamação das vias aéreas melhor validado. O óxido nítrico é um importante mensageiro celular endógeno que se encontra largamente distribuído pelo organismo. Alving *et al.* [1993] constataram que o NO se encontrava aumentado em doentes asmáticos, facto que foi confirmado posteriormente por Kharitonov *et al.* [1994]. A medição do FENO é simples, não invasiva e de grande utilidade na avaliação de um doente asmático. A Figura 43 apresenta a fotografia de uma criança a realizar a medição do FENO com um analisador portátil, Niox® Mino.



Figura 43. Criança a realizar a medição do óxido nítrico no ar exalado.

Taylor *et al.* [2006] com base em medições realizadas de acordo com as recomendações da *American Thoracic Society* e da *European Respiratory Society* [ATS/ERS, 2005], sugerem que adultos saudáveis terão valores da ordem dos 10-25 ppb e que as crianças apresentarão valores ligeiramente inferiores (5-20 ppb).

4.4.6 Espirometria

A espirometria é um exame que mede os débitos (volume de ar por unidade de tempo) criados por um indivíduo quando procede a uma expiração forçada. Estes débitos encontram-se diminuídos em patologias obstrutivas pulmonares, como no caso da asma. No entanto, muitos asmáticos não apresentarão qualquer alteração neste exame. O resultado duma espirometria depende e varia amplamente com a técnica de execução, equipamento utilizado e com a colaboração/compreensão das instruções por parte do doente. A *American Thoracic Society* e a *European Respiratory Society* têm definidos quais os

critérios de validação e aceitação do exame, bem como do equipamento utilizado [Miller *et al.*, 2005]. A espirometria foi efectuada de acordo com estes critérios e recorrendo a um espirómetro *Vitalograph Compact*. Na Figura 44 pode ver-se a fotografia de uma criança a realizar uma prova de espirometria.

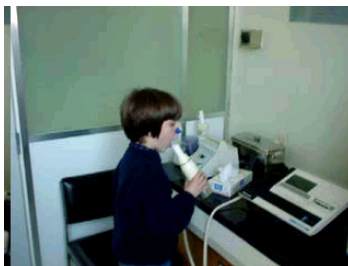


Figura 44. Criança a realizar prova de espirometria.

Antes de cada exame, o doente é pesado e medido de modo a programarem-se os valores previstos para aquele indivíduo.

O exame de espirometria permite o registo de vários volumes e débitos, que são:

- i) volume expiratório forçado no primeiro segundo (FEV1): o FEV1 avalia basicamente os distúrbios obstrutivos. Um valor inferior a 80% do previsto significa existência de obstrução brônquica;
- ii) capacidade vital forçada (FVC): o seu resultado é expresso em valores absolutos e em percentagem do previsto. Quando é inferior a 80% do previsto, na presença de FEV1/FVC normal, sugere distúrbio restritivo;
- iii) relação FEV1/FVC: a razão entre estas duas medidas é a que melhor avalia a presença de distúrbios obstrutivos, encontrando-se dependente da idade. Para uma criança, é expectável que esta relação seja superior a 80%. Abaixo deste valor o diagnóstico de obstrução é sugestivo.

Para a prova de broncodilatação são efectuadas duas espirometrias espaçadas no tempo: uma inicial e outra 15 minutos depois da administração dum broncodilatador (neste estudo foram administradas 200 µg de salbutamol). Caso ocorra uma melhoria de pelo menos 12% do valor do FEV1 acompanhada de 200 ml relativamente ao valor inicial, considera-se que existe uma resposta ao broncodilatador significativa, que é consistente com o diagnóstico de asma. Quanto maior este valor (designado de Δ FEV1) maior a broncomotricidade existente, que é uma característica do doente asmático não controlado.

4.4.7 Monitorização do *Peak Expiratory Flow*

O estudo da função pulmonar na asma permite uma avaliação da gravidade, reversibilidade e variabilidade da limitação do débito aéreo. Tratando-se de uma doença obstrutiva, a espirometria constitui o método de eleição para medir a limitação do débito das vias aéreas e estudar a reversibilidade. Contudo, em virtude da inflamação das vias aéreas, a obstrução brônquica é variável ao longo do tempo pelo que muitos dos doentes asmáticos não apresentarão qualquer alteração espirométrica, podendo ser necessários vários testes até se encontrar algum sinal de obstrução ou de reversibilidade. Para o estudo da variabilidade, tem sido defendida a medição ambulatória do *peak expiratory flow* (PEF) ou débito expiratório máximo instantâneo. O princípio da sua utilização assenta no facto de quanto maior o número de medições da função pulmonar, maior a probabilidade de que estas traduzam o padrão da doença, dada a variabilidade das vias aéreas. Os asmáticos apresentam uma variação diurna do PEF maior que os indivíduos saudáveis. A monitorização do PEF constitui assim uma ferramenta útil no diagnóstico e na monitorização asma. Existem vários aparelhos para monitorizar o PEF. No projecto SaudAr foi usado um dispositivo electrónico (PiKo1), (Figura 45), que tem como principais vantagens registar automaticamente os valores obtidos, impedir a falsificação de resultados e aferir a técnica do doente.



Figura 45. Fotografia do equipamento usado para a medição do PEF.

O doente devia efectuar uma série de três medições de manhã e outras três à noite, registando-se o melhor valor de cada uma. Os valores da noite tendem a ser superiores aos da manhã. Quando esta diferença é superior a 20%, existe uma variabilidade significativa do PEF que, quanto maior, maior a gravidade da asma.

4.4.8 Cotinina urinária

A cotinina tem sido utilizada como marcador da inalação de nicotina. Este metabolito da nicotina permite quantificar o grau/intensidade da exposição ao tabagismo (passivo ou activo). Uma vez absorvida a nicotina pelo aparelho respiratório (e também gastrointestinal) é transformada em cotinina no fígado. Por sua vez, a cotinina é oxidada e o produto final é eliminado na urina durante cerca de 2 a 3 dias. O método de doseamento utilizado no âmbito do projecto SaudAr foi imunoenzimático. Os valores de referência para a cotinina urinária são: não fumador $<1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ e fumador $>2,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ [Hauroid & Lison, 1998]. O doseamento foi efectuado na primeira urina da manhã, na primeira campanha.

4.5 Síntese

Neste capítulo apresentou-se o resultado das campanhas experimentais realizadas no âmbito da qualidade do ar interior e exterior, e a metodologia utilizada para a avaliação da saúde das crianças em estudo.

Viseu não parece apresentar problemas de qualidade do ar ambiente, excepto no que diz respeito às concentrações de PM₁₀, em particular no Inverno, para as quais se identificaram ultrapassagens aos valores-limite legislados. O O₃ e o NO_x seguem o padrão sazonal esperado, sem excedências aos valores legislados.

No que diz respeito ao ar interior, a comparação com valores-limite só foi possível para PM₁₀, O₃ e formaldeído. As concentrações de O₃ estão muito distantes do valor limite ($200 \mu\text{g.m}^{-3}$) assim como as de formaldeído ($100 \mu\text{g.m}^{-3}$). Relativamente às PM₁₀, existem valores na ESI que se aproximaram do VL ($150 \mu\text{g.m}^{-3}$). As concentrações de poluentes medidas são da mesma ordem de grandeza das encontradas em outros estudos.

Estas medições permitiram determinar valores de concentração de poluentes em alguns microambientes, que serão necessárias para calcular a exposição integrada e a dose inalada com recurso a um modelo que se apresenta no capítulo que se segue.

CAPÍTULO 5

5 Exposição e dose: o desenvolvimento do modelo

As campanhas experimentais realizadas em Viseu permitiram obter uma boa caracterização dos principais MA frequentados pelas crianças envolvidas no estudo. Uma vez que a concentração não é um dos melhores indicadores de exposição, optou-se por desenvolver uma metodologia de cálculo da exposição integral individual e da dose inalada. A metodologia resultou na criação do modelo doseAr, que se descreve no presente capítulo.

O doseAr permite o cálculo da exposição e da dose inalada individuais, de um ou vários poluentes atmosféricos, e pode ser utilizado independentemente, caso lhe sejam fornecidas concentrações medidas, ou acoplado a um modelo de qualidade do ar. Baseia-se no conceito de microambientes, de acordo com a estrutura apresentada na Figura 46.

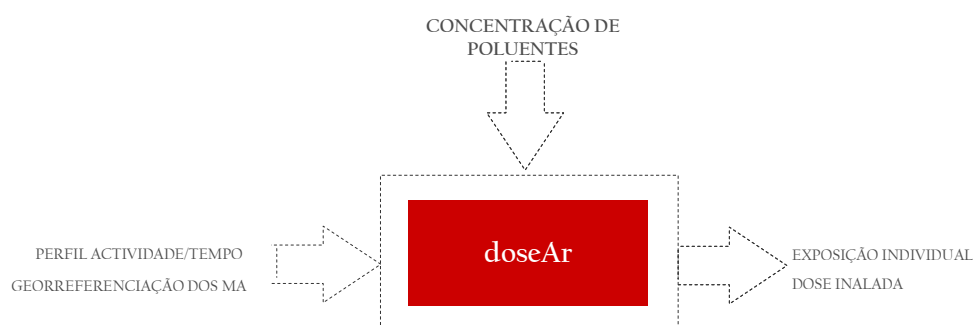


Figura 46. Fluxograma de identificação das variáveis de entrada e de saída do modelo doseAr

Este modelo tem como dados de entrada: perfis actividade/tempo; georreferenciação dos microambientes frequentados; e concentrações dos poluentes para os quais se quer calcular a exposição e dose inalada. Os valores de concentração dos poluentes podem provir de duas estratégias distintas, que tanto podem ser usadas isoladamente, como em conjunto:

- i) acoplamento a um modelo de qualidade do ar, ingerindo os dados de qualidade de ar ambiente fornecidos e calculando as concentrações nos microambientes interiores através de relações I/E presentes no modelo doseAr;
- ii) recorrendo a um ficheiro, criado pelo utilizador, com as concentrações monitorizadas nos MA pretendidos.

O doseAr está actualmente preparado para utilizar a montante a informação de qualidade do ar fornecida pelo sistema de modelação atmosférica constituído pelos modelos MM5 e CHIMERE, podendo ser facilmente adaptado a outros modelos com as mesmas funcionalidades. Poderá calcular exposições de curto ou longo prazo, de acordo com as médias temporais das concentrações consideradas.

Nos pontos seguintes descreve-se o sistema de modelação atmosférica que fornece valores de concentração ao modelo doseAr. Apresenta-se ainda o modelo doseAr, desenvolvido no âmbito desta tese.

5.1 Modelação Atmosférica

O sistema de modelos utilizado para o trabalho no âmbito desta tese consiste no modelo meteorológico de mesoescala de quinta geração (MM5) do *National Center for Atmospheric Research (NCAR)* [Dudhia, 1993] e no modelo químico de transporte multi-escala CHIMERE, concebido e desenvolvido para simular a qualidade do ar, quer em termos de fotoquímica, quer da química de aerossóis [Schmidt *et al.*, 2001; Vautard *et al.*, 2001; Hodzic *et al.*, 2004]. Apresenta-se na Figura 47 o esquema do sistema de modelos MM5/CHIMERE.

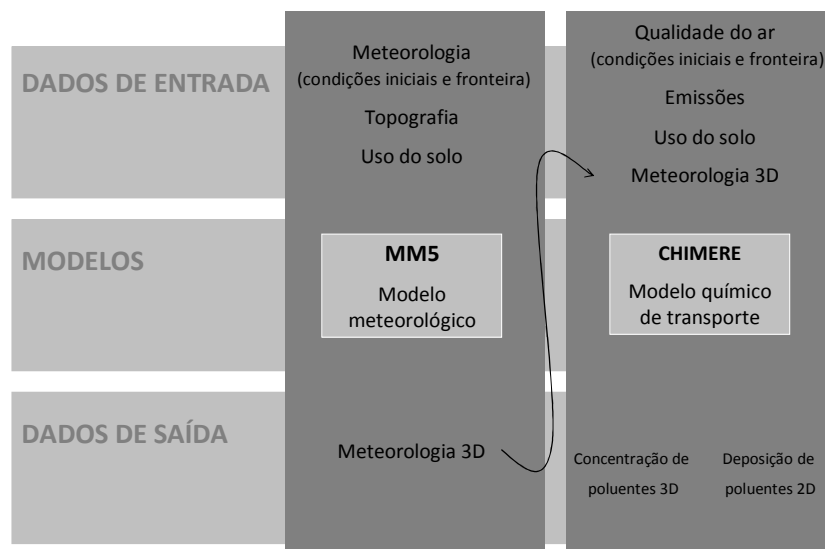


Figura 47. Esquema do sistema de modelos utilizado no âmbito deste estudo.

Este sistema de modelação já foi aplicado em estudos de diagnóstico da qualidade do ar em Portugal e o seu desempenho avaliado, com resultados satisfatórios [Monteiro *et al.*, 2005; Monteiro *et al.*, 2007; Borrego *et al.*, 2010]. Este sistema é também uma das ferramentas escolhidas pela Agência Portuguesa do Ambiente para a previsão da qualidade do ar em Portugal Continental [APA, 2010b].

5.1.1 Modelação meteorológica

O MM5 é um modelo meteorológico desenvolvido para simular circulações atmosféricas de mesoescala. É um modelo não-hidrostático com coordenadas verticais sigma *terrain following*¹. O MM5 apresenta múltiplas possibilidades de *nesting*², permite a assimilação de dados nas quatro dimensões (x,y,z,t) e disponibiliza uma grande variedade de opções físicas de simulação. A sua primeira versão data da década de 70 e, o facto de ser um modelo comunitário, disponível na internet, fez com que fosse utilizado em variadas aplicações, por uma vasta comunidade científica, tendo sido continuamente testado e melhorado, apresentando-se actualmente como uma opção fiável para simulações meteorológicas de mesoescala.

¹ *Terrain-following*: coordenadas definidas por proporções fixas da distância entre a altitude do solo e uma altitude do domínio pré-definida.

² *Nesting*: interacção entre domínios de diferentes escalas utilizando o mesmo modelo, através do qual se usam os resultados da simulação de menor resolução como entrada para a simulação de maior resolução.

Em Portugal, o modelo MM5 tem vindo a ser usado em diferentes domínios de aplicação [Carvalho, 2006]:

- i) previsão numérica do estado do tempo;
- ii) estudos sobre potencial eólico;
- iii) regionalização de padrões climáticos resultantes de alterações climáticas [Carvalho *et al.*, 2010];
- iv) agente forçador de modelos oceanográficos;
- v) estudos de diagnóstico e previsão da qualidade do ar [Monteiro, 2007; Borrego *et al.*, 2010].

A informação necessária para a aplicação do modelo MM5 consiste em dados de topografia, uso de solo e análise meteorológica proveniente de um modelo global; tem ainda a possibilidade de utilizar dados meteorológicos medidos, quer em altitude, quer em superfície. Fornece, como saídas, campos tridimensionais de múltiplas variáveis meteorológicas, nomeadamente, vento, temperatura, humidade relativa e precipitação total.

Este modelo é constituído por diversos módulos, que preparam os dados de entrada para a simulação meteorológica propriamente dita, realizada pelo módulo principal com o mesmo nome do sistema de modelos, MM5.

A Figura 48 esquematiza os módulos numéricos que foram utilizados em cada uma das duas configurações do modelo consideradas nas simulações efectuadas.

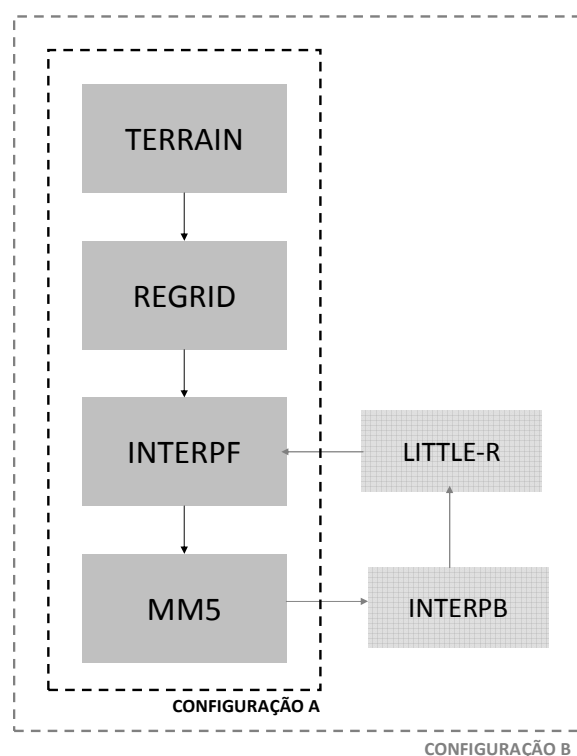


Figura 48. Esquema do modelo meteorológico MM5 com identificação das duas configurações utilizadas no decorrer deste trabalho.

O módulo que dá início a uma simulação com o sistema MM5 denomina-se TERRAIN. Este programa interpola horizontalmente, para uma grelha de cálculo, a topografia e uso de solo, para os domínios previamente definidos pelo utilizador. O sistema inclui também uma base de dados global de topografia do *United States Geological Survey* (USGS), disponível para 6 resoluções (1°, 30', 10', 5', 2' e 30"). Relativamente ao uso do solo e vegetação, existem três tipos de bases de dados: duas de cobertura global, com 13 e 25 classes respectivamente, para várias resoluções, e uma de cobertura norte-americana. Os campos de dados criados pelo TERRAIN, para todos os domínios, são usados como entrada no módulo REGRID.

O módulo REGRID é o segundo na sequência de programas do sistema de modelação MM5 (Figura 48) e permite a inclusão de condições iniciais e fronteira provenientes de modelos globais. As tarefas realizadas pelo programa REGRID estão divididas em dois grupos principais: o tratamento de dados de entrada, efectuado pelo sub-módulo PREGRID, e a interpolação para a grelha de cálculo, pelo módulo REGRIDDER. Este sub-módulo irá interpolar os dados de temperatura, componentes horizontais do vento, humidade relativa, altura dos níveis de pressão e pressão ao nível do mar; outros dados poderão ser considerados pelo modelo por escolha do utilizador.

O programa INTERPF transforma os dados de análise na forma adequada para o modelo MM5, interpolando verticalmente os dados armazenados em níveis de pressão para os níveis sigma utilizados pelo modelo, criando as condições iniciais e condições fronteira laterais e superficiais necessárias à inicialização do modelo.

O módulo denominado MM5 é o processador numérico da simulação meteorológica, propriamente dita. O módulo resolve numericamente as equações de conservação da massa, quantidade de movimento, energia e vapor de água. Neste módulo é possível a escolha, por parte do utilizador, de diversos esquemas de parametrização para nuvens, camada limite atmosférica, radiação, entre outros.

Os 4 programas descritos compõem uma das possíveis configurações do sistema de modelos MM5 (configuração A na Figura 48). Outros módulos podem ser combinados com estes, com propósitos distintos. No âmbito deste trabalho, dois outros programas foram utilizados para permitir incorporar nas simulações dados de observação.

O LITTLE-R é um dos programas que permite incorporar no modelo dados medidos em superfície ou em altitude e fornecê-los ao módulo INTERPF. No presente estudo, o programa LITTLE-R utiliza como entrada os dados de observação em altitude e a saída de uma primeira simulação do programa MM5, interpolada de novo para níveis de pressão pelo programa INTERPB (configuração B na Figura 48). Este processo constitui uma vantagem pois permite a incorporação de dados medidos, à partida mais próximos da realidade do que os dados fornecidos pela primeira simulação, potenciando um melhor desempenho do sistema.

5.1.2 Modelação da qualidade do ar

O CHIMERE é um modelo químico de transporte que permite simular a química da atmosfera na fase gasosa [Schmidt *et al.*, 2001; Vautard *et al.*, 2001], a formação de aerossóis, o transporte e a deposição de poluentes [Vautard *et al.*, 2001; Bessagnet *et al.*, 2004; Hodzic *et al.*, 2004]. Foi concebido para simulações da qualidade do ar, episódicas e de longo prazo, e para ser utilizado como ferramenta de previsão de qualidade do ar. O CHIMERE pode ser aplicado desde a escala regional (várias centenas de quilómetros) até à escala urbana (100 km), com resoluções de 100 a 1 km [Hodzic *et al.*, 2005]. O modelo CHIMERE simula os campos de concentração e deposição de poluentes, tendo por base a solução Euleriana da equação da continuidade e usando um conjunto de pré e pós-processadores de dados de entrada e saída. É um modelo disponibilizado

gratuitamente à comunidade científica, permitindo desenvolvimentos e aplicações que visem melhorar as suas capacidades e desempenho.

Na Figura 49 está representada a estrutura do modelo, com os principais dados de entrada e saída.

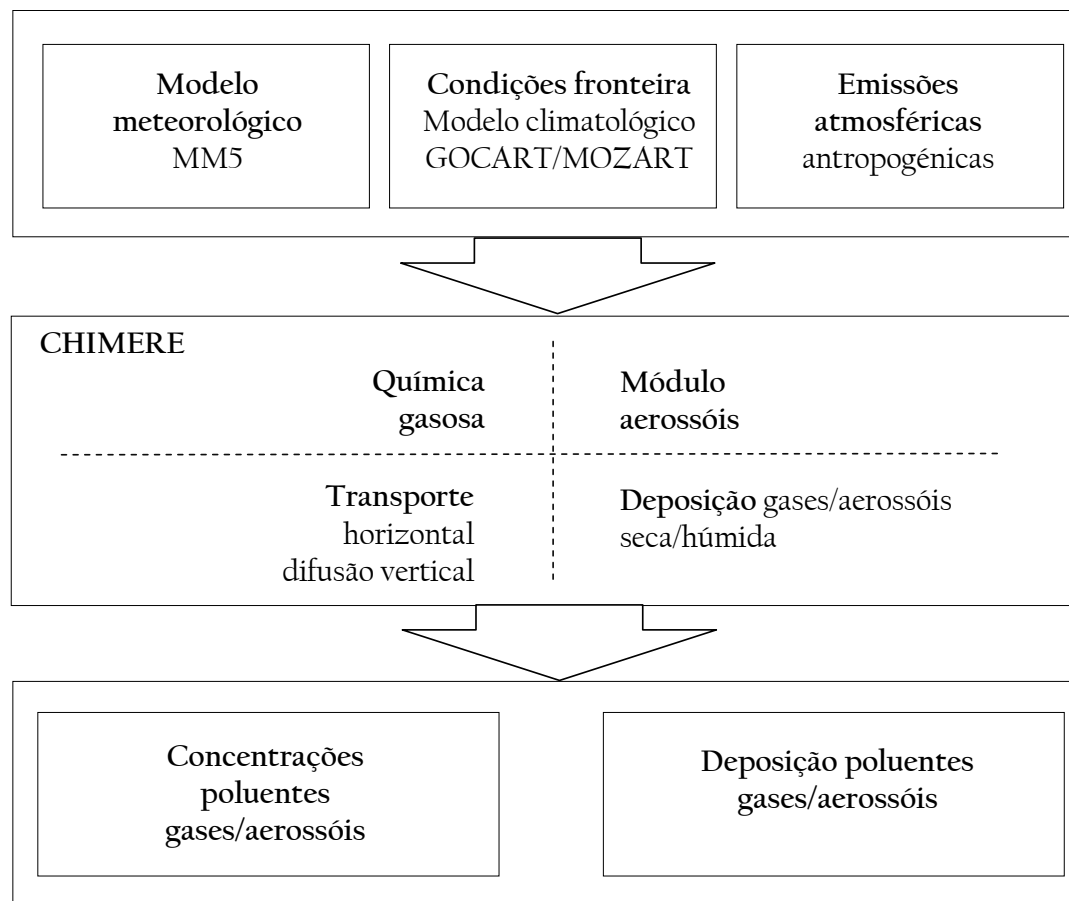


Figura 49. Representação esquemática do modelo de qualidade do ar CHIMERE.

O modelo CHIMERE necessita, como dados de entrada, de informações sobre: meteorologia, qualidade do ar (condições iniciais e fronteira), uso do solo e emissões.

Os dados meteorológicos requeridos pelo CHIMERE incluem variáveis 3D e 2D; este modelo está preparado para utilizar os dados de saída do modelo MM5, que interpola na horizontal, na vertical e temporalmente para a sua própria grelha.

Como condições fronteira, o CHIMERE utiliza, para as espécies gasosas, a saída do modelo global MOZART [Horowitz *et al.*, 2003] e do modelo GOCART [Ginoux *et al.*, 2001] para os aerossóis. As condições iniciais são obtidas da simulação do período anterior (sempre que existente), ou por interpolação das condições fronteira, sempre que não existe (ou não é fornecida) informação relativa ao período anterior.

No que diz respeito ao uso do solo, o modelo CHIMERE usa, por defeito, a base de dados *Global Land Cover Facility* (GLCF) da Universidade de Maryland [UM, 1997], com 1 km x 1 km de resolução, constituída por 14 classes, posteriormente agrupadas num conjunto de 9 categorias usadas pelo CHIMERE.

O CHIMERE permite optar entre diferentes mecanismos químicos para a fase gasosa. O mecanismo original completo, denominado MELCHIOR1 [Lattuati, 1997], inclui mais de 300 reacções e cerca de 80 espécies gasosas. A degradação dos hidrocarbonetos é similar à do mecanismo do modelo EMEP (*Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe*) [Simpson, 1992], com algumas adaptações para baixas concentrações de NO_x e para a química do NO_x-nitrato. Todas as constantes químicas foram actualizadas de acordo com Atkinson *et al.* [1996] e de Moore *et al.* [1994]. A formação de ácido nitroso (HONO) por deposição de NO₂ em superfícies húmidas é considerada através da formulação de Aumont *et al.* [2003]. Uma opção computacionalmente menos exigente e por consequência mais rápida, é um mecanismo mais simples (MELCHIOR2), com 44 espécies e cerca de 120 reacções.

A versão do modelo CHIMERE aplicada neste trabalho integra um módulo específico para aerossóis, que inclui 7 espécies: material particulado primário, nitratos, sulfatos, amónia, aerossol orgânico secundário (SOA) biogénico e antropogénico e água. Uma descrição mais pormenorizada deste módulo pode ser encontrada em Bessagnet *et al.* [2004] e Hodzic *et al.* [2005]. A distribuição de partículas de aerossóis é representada por uma formulação que assume uma distribuição discreta em 6 tamanhos de diâmetro (desde 10 nm a 40 µm) e considera as partículas com a mesma secção totalmente misturadas. As partículas novas são formadas por nucleação do ácido sulfúrico (H₂SO₄) [Kulmala *et al.*, 1998] e crescem devido a processos de coagulação [Gelbard & Seinfeld, 1980] e condensação de espécies semi-voláteis. Consideram-se também processos de absorção, tanto para espécies orgânicas como inorgânicas, apesar de serem fenómenos físicos diferentes. Para as espécies inorgânicas, as concentrações de equilíbrio são calculadas através do modelo termodinâmico ISORROPIA [Nenes *et al.*, 1998], enquanto para as espécies orgânicas secundárias as mesmas concentrações são calculadas através do coeficiente de partição, dependente da temperatura [Pankow, 1994]. Em termos de reacções químicas, quando é incluído o módulo de aerossóis, são consideradas uma série de transformações químicas e adicionadas ao mecanismo químico MELCHIOR2. Para

além disso, são consideradas algumas reacções heterogéneas. Apesar das partículas de aerossóis e nuvens constituírem uma fracção muito pequena da atmosfera, as reacções de espécies gasosas que ocorrem nas suas superfícies podem ser particularmente importantes para a química de alguns poluentes gasosos.

As emissões que servem de entrada ao modelo CHIMERE são definidas e preparadas pelo utilizador. No entanto, o modelo CHIMERE está preparado para considerar as emissões dos poluentes NO_x, COVNM, CO, SO₂, PM10, PM2,5 e NH₃, divididas pelas 10 categorias de actividades *Selected Nomenclature for Air Pollution* (SNAP) [Vestreng *et al.*, 2004], nomeadamente: produção de energia; combustão residencial e industrial; processos de produção; transportes rodoviários, entre outras. Estas emissões anuais são processadas de modo a efectuar a sua desagregação temporal, com base em perfis típicos mensais, semanais e diários, definidos no projecto GENEMIS [GENEMIS, 1994] e adaptados ao caso português [Monteiro *et al.*, 2007]. Quanto às emissões biogénicas o modelo CHIMERE considera isopreno e terpenos, para os quais as emissões foram estimadas com base na metodologia descrita em Schmidt *et al.* [2001]. Inclui também as emissões biogénicas associadas aos solos fertilizados, estimadas com base na metodologia proposta por Stohl *et al.* [1996].

5.2 Modelação da exposição e dose inalada

O doseAr foi desenvolvido para o cálculo da exposição e dose individual inalada. O modelo tem como dados de entrada: perfis actividade/tempo dos indivíduos para os quais se pretende calcular a exposição e dose; com a identificação e localização dos microambientes frequentados; e as concentrações dos poluentes para os quais se quer calcular a exposição e dose inalada. Os perfis actividade/tempo podem ser introduzidos pelo utilizador, sendo específicos para o indivíduo para o qual se pretende calcular a exposição e dose, ou podem ser utilizados perfis padrão pré-existent no modelo. Tal como referido previamente, o modelo pode ser utilizado acoplado a um modelo de qualidade do ar, ingerindo os dados de qualidade de ar ambiente fornecidos por esta ferramenta e calculando as concentrações nos microambientes interiores através de relações I/E presentes no modelo ou, ler, a partir de um ficheiro criado pelo utilizador, as concentrações monitorizadas nos MA pretendidos. Poderá calcular exposições de curto ou longo prazo. A abordagem metodológica do modelo doseAr consiste em, para cada indivíduo, de acordo com o perfil actividade/tempo e durante a média temporal

definida, seguir o seu trajecto ao longo do domínio e calcular a exposição e dose inalada para cada poluente, em cada MA. A Figura 50 ilustra a abordagem adoptada no modelo doseAr.

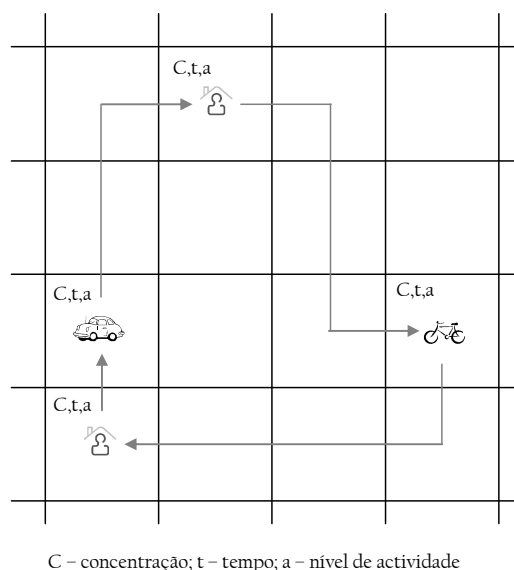


Figura 50. Representação esquemática da abordagem adoptada no modelo doseAr.

Para cada MA é essencial conhecer a concentração de poluentes, o tempo dispendido e a actividade desenvolvida. A concentração, ou é fornecida pelo utilizador, ou é calculada pelo modelo de qualidade do ar acoplado, que calcula este dado para todo o domínio. Caso se trate de um MA interior, o doseAr calcula a concentração com base em relações I/E. O tempo dispendido e a actividade desenvolvida são lidos a partir do perfil actividade/tempo. A actividade desenvolvida será utilizada para a atribuição de um nível de actividade física e a respectiva taxa de ventilação.

A exposição individual, de cada indivíduo, a cada poluente, é calculada pelo modelo doseAr de acordo com a seguinte equação [Hertel *et al.*, 2001]:

$$\text{exp}_{ij} = C_j \times t_{ij} \quad (\text{Equação 4})$$

em que,

exp: exposição;

i: indivíduo;

j: microambiente;

C_j : concentração do poluente no microambiente j;

t_{ij} : tempo que o indivíduo i passa no ambiente j.

Para além das variáveis utilizadas no cálculo da exposição, para o cálculo da dose é necessária a taxa de ventilação (V), de cada indivíduo, em cada momento. O cálculo da dose inalada foi feito recorrendo à equação [USEPA, 1997b]:

$$\text{dose}_{ij} = C_j \times t_{ij} \times V_{ij} \quad (\text{Equação 5})$$

em que,

dose: dose inalada;

i: indivíduo;

j: microambiente;

C_j : concentração do poluente no microambiente j;

t_{ij} : tempo que o indivíduo i passa no ambiente j.

V_{ij} : taxa de ventilação do indivíduo i no microambiente j.

As taxas de ventilação variam com diversas características do indivíduo, incluindo: idade, sexo, peso, condição de saúde e nível de actividade física.

O modelo está preparado para a utilização de taxas de ventilação médias, determinadas a partir da classe de indivíduo e do seu nível de actividade física, obtidas através do perfil actividade/tempo. As classes de indivíduos consideradas são: criança (6 a 12 anos); rapariga (12 a 18 anos); rapaz (12 a 18 anos); mulher adulta; homem adulto; mulher (+65 anos); homem (+65 anos). Após pesquisa bibliográfica, optou-se por utilizar as taxas de ventilação propostas pela Agência de Protecção Ambiental Norte-Americana [USEPA, 1997b;2008] que são apresentadas no Quadro 19.

Quadro 19. Taxa de ventilação, para diferentes níveis de actividade, para os indivíduos considerados no modelo doseAr [USEPA, 1997b;2008]

| Nível de actividade física | Taxa ventilatória (m ³ .min ⁻¹) | | | | | | |
|----------------------------|--|----------|--------|---------------|--------------|--------------|-------------|
| | criança | rapariga | rapaz | mulher adulta | homem adulto | mulher (+65) | homem (+65) |
| descanso | 0,0045 | 0,0053 | 0,0063 | 0,0050 | 0,0067 | 0,0050 | 0,0050 |
| sedentário | 0,0048 | 0,0063 | 0,0075 | 0,0083 | 0,0100 | 0,0067 | 0,0083 |
| leve | 0,0110 | 0,0110 | 0,0130 | 0,0217 | 0,0283 | 0,0200 | 0,0230 |
| moderado | 0,0220 | 0,0167 | 0,0250 | 0,0333 | 0,0417 | 0,0300 | 0,0350 |
| alto | 0,0440 | 0,0530 | 0,0630 | 0,0533 | 0,0700 | 0,0500 | 0,0583 |

Com base nas características do indivíduo e na informação presente nos perfis actividade/tempo, o modelo doseAr atribui uma taxa de ventilação para cada período de tempo considerado, com base numa matriz pré-estabelecida. Foram definidos cinco níveis de actividade física, nomeadamente: descanso, sedentário, leve, moderado e alto. Por exemplo, enquanto está dentro de casa, um indivíduo terá atribuído um nível de actividade descanso entre as 00h e as 08h, e um nível sedentário no restante período.

Como se pode verificar, pela análise dos valores do Quadro 19, as taxas de ventilação apresentam uma grande variedade entre diferentes tipos de indivíduos e, em particular, entre níveis de actividade física, sendo óbvia a conclusão de que indivíduos com a mesma exposição à poluição atmosférica podem apresentar doses inaladas de poluentes muito distintas.

O modelo doseAr está preparado para trabalhar com os campos de concentração de PM10, O₃ e NO₂, calculados pelo modelo de qualidade do ar CHIMERE. Estes poluentes foram escolhidos pelo facto de serem apontados como os mais problemáticos no que diz respeito à qualidade do ar em Portugal [APA, 2008b]. Para além disso, o modelo de qualidade do ar CHIMERE foi testado e validado para a simulação desses poluentes sobre território nacional [Monteiro *et al.*, 2005; Monteiro *et al.*, 2007; Borrego *et al.*, 2010]. As concentrações de poluentes na atmosfera em todas as células de um domínio definido, para uma região de estudo, constituem matrizes que servem de dados de entrada do doseAr.

O modelo considera vários MA, para além do espaço exterior, e calcula as concentrações em cada um desses microambientes interiores, através de relações empíricas da bibliografia [Baek *et al.*, 1997; USEPA, 1997a; Monn, 2001; Gulliver & Briggs, 2004; Wu *et al.*, 2005], resultantes de campanhas experimentais de medições (Quadro 20) e já aplicados por Ferreira [2007]. A utilização de relações empíricas I/E para cálculo de concentrações em espaços interiores para utilização em estudos de exposição é uma prática frequente [Ferreira, 2007; Borrego *et al.*, 2009].

Quadro 20. Relações empíricas I/E para os poluentes O₃, NO₂ e PM10 para três microambientes distintos [Baek *et al.*, 1997; USEPA, 1997a; Monn, 2001; Gulliver & Briggs, 2004; Wu *et al.*, 2005]. As relações são válidas para concentrações em µg.m⁻³.

| Poluente | Microambiente | | |
|------------------|---------------------------------|---------------------------------|--------------------------|
| | Residência | Outros interiores | Veículo |
| O ₃ | $C_{int}=0,4C_{ext}$ | $C_{int}=0,6C_{ext}$ | $C_{int}=0,2C_{ext}$ |
| NO _x | $C_{int}=0,5C_{ext}$ | $C_{int}=0,7C_{ext}$ | $C_{int}=3C_{ext}$ |
| PM ₁₀ | $C_{int(dia)}=48+0,51C_{ext}$ | $C_{int(dia)}=41+0,51C_{ext}$ | $C_{int}=13+0,83C_{ext}$ |
| | $C_{int(noite)}=20+0,52C_{ext}$ | $C_{int(noite)}=17+0,52C_{ext}$ | |

O modelo doseAr está preparado para ler o perfil actividade/tempo de cada indivíduo calculando, para cada momento, a concentração dos poluentes no MA onde ele se encontra, permitindo estes dados a estimativa da exposição integrada. O passo seguinte é o cálculo da dose inalada de acordo com a equação 5. A cada momento, e para cada microambiente, o modelo atribui um nível de actividade, e a respectiva taxa de ventilação, de acordo com informação obtida no perfil actividade/tempo.

O doseAr tem uma estrutura modular, sendo possível introduzir um novo poluente, desde que as matrizes de concentração sejam fornecidas pelo modelo de qualidade do ar e disponibilizando ao modelo valores para as relações I/E. O doseAr é também suficientemente flexível para utilizar concentrações determinadas por medição que o utilizador possua, para o cálculo da exposição e da dose. Este modelo foi desenvolvido em linguagem de programação FORTRAN em plataforma LINUX.

5.3 Síntese

No presente capítulo foi apresentado o modelo desenvolvido no âmbito desta tese, para o cálculo da exposição individual integral e da dose inalada individuais, o doseAr. Descreveu-se também o sistema de modelação MM5/CHIMERE, uma vez que o modelo doseAr está preparado para integrar este sistema, a montante, que lhe fornece os campos de concentração de poluentes no ar ambiente, PM10, NOx e O₃.

A aplicação deste sistema de modelos, MM5/CHIMERE e doseAr, ao caso de estudo é apresentada no capítulo seguinte.

CAPÍTULO 6

6 Exposição e dose: o caso de estudo

O sistema de modelação MM5/CHIMERE e doseAr foi aplicado ao caso de estudo, permitindo calcular a exposição individual e a dose inalada, de cada uma das 51 crianças asmáticas identificadas, nas quatro campanhas, para o conjunto de poluentes seleccionados, O₃, PM₁₀, NO₂, BTEX e formaldeído.

6.1 Modelação atmosférica

O modelo meteorológico MM5 e o modelo de qualidade do ar CHIMERE foram utilizados para simular a meteorologia e os campos de concentração de PM₁₀, O₃ e NO₂, sobre a área geográfica em estudo, para o período de cada uma das campanhas.

6.1.1 Configuração do sistema de modelação meteorológica

O modelo meteorológico MM5 foi aplicado a 4 domínios segundo uma técnica de *two-way nesting*¹. Na Figura 51 apresentam-se os domínios escolhidos.

¹ *Two-way nesting*: troca de informação simultânea, em dois sentidos, entre dois domínios de resolução diferente, a cada intervalo de cálculo.

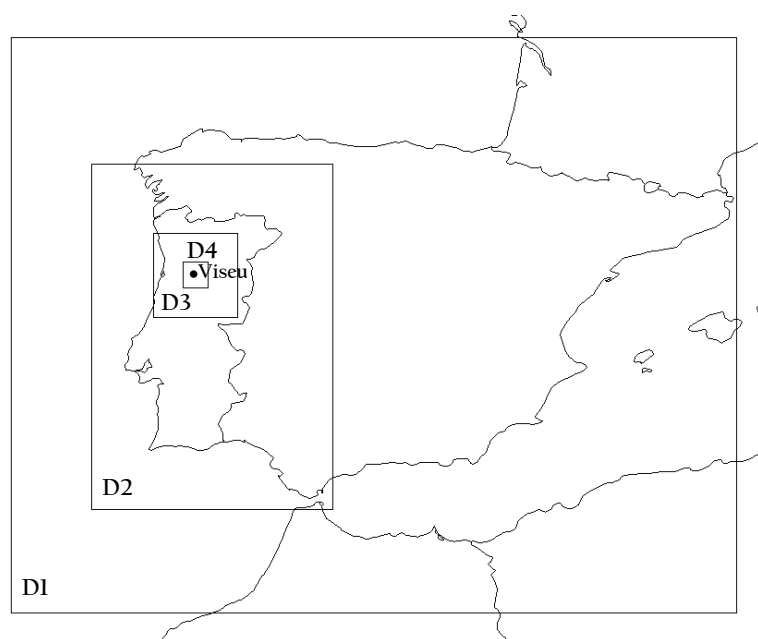


Figura 51. Representação dos domínios de simulação do modelo MM5.

Todos os domínios foram simulados com 25 níveis sigma verticais e com as características horizontais indicadas no Quadro 21.

Quadro 21. Configuração dos domínios de simulação escolhidos para o caso de estudo.

| DOMÍNIO | Nº de células em x | Nº de células em y | Nº de níveis em z | Resolução (km) |
|-------------------|--------------------|--------------------|-------------------|----------------|
| D1 _{MM5} | 51 | 45 | 25 | 27 |
| D2 _{MM5} | 49 | 82 | | 9 |
| D3 _{MM5} | 55 | 55 | | 3 |
| D4 _{MM5} | 58 | 58 | | 1 |

Com o objectivo de escolher a configuração do modelo meteorológico que melhor se adequa ao caso de estudo, foram compilados dados de alguns estudos de sensibilidade e de validação do modelo MM5 para Portugal [Aquilina *et al.*, 2005; Martins, 2009]. Aquilina *et al.* [2005] realizaram testes de sensibilidade com diferentes parametrizações da camada limite (MRF, Blackadar, Gayno-Seaman (GS) e ETA) para Portugal, e em especial para um domínio sobre Lisboa com 1 km x 1 km de resolução. Estes autores escolheram vários períodos de simulação, ao longo do ano, de modo a abranger mais do que um padrão de circulação atmosférica. Para aquele domínio, de um modo geral, as circulações com a parametrização da camada limite MRF deram origem a resultados mais próximos das medições.

Martins [2009] efectuou uma série de testes de sensibilidade, nos quais testou os resultados do sistema MM5 relativamente a bases de dados de uso do solo. O programa

da UE Corine (*Coordination of Information on the Environment*) inclui um projecto relativo ao uso do solo, o *Corine Land Cover* (CLC), cujo objectivo é produzir e disponibilizar um inventário do uso do solo sobre os estados-membros, realizado com uma metodologia consistente entre todos eles. A base de dados CLC para o ano 2000 [Painho & Caetano, 2006] está organizada em 44 classes de uso do solo. Todavia, a base de dados de uso do solo, mais detalhada, disponível no modelo MM5 (USGS24) produzida pela USGS, tem 24 classes de uso do solo e data do ano de 1990 [Dudhia *et al.*, 2005]. De modo a comparar as duas bases de dados descritas (CLC2000 e USGS24) sobre os domínios de simulação, Martins [2009] converteu a CLC2000 para as 24 classes existentes na USGS24. A base de dados CLC2000 convertida para 24 classes de uso do solo denominar-se-á CLC24. A autora também testou a sensibilidade do MM5 à alteração do esquema de parametrização da camada limite (ETA e GS) e de altura de rugosidade do solo em área urbana (0,5 e 1,0 m). Os testes foram realizados para 3 resoluções da malha (9 km, 3 km e 1 km). Segundo a autora a utilização da base de dados de uso de solo CLC24, em substituição da USGS24, origina melhorias significativas e consistentes em toda a área analisada, e a melhoria dos resultados tem uma maior expressão quanto maior for a resolução da malha. Martins [2009] concluiu ainda, que, na generalidade, a utilização do esquema de parametrização da CLA GS (e MRF para o domínio de menor resolução) resulta em simulações mais próximas dos valores observados, em particular no que diz respeito à temperatura. Os testes relativos à rugosidade do solo não indiciam diferenças significativas na utilização dos valores testados.

O facto de Aquilina *et al.* [2005] e Martins [2009] terem chegado a conclusões distintas reforça a necessidade de determinar, para o caso de estudo em questão, as parametrizações mais adequadas.

Os testes de sensibilidade, realizados no âmbito do presente trabalho, visaram avaliar a resposta do modelo MM5 a opções distintas, referentes ao uso de solo, parametrização da camada limite e utilização de dados de observação em altitude.

Face à melhoria registada por Martins [2009], optou-se por alterar, para os domínios D2, D3 e D4, a base de dados de uso do solo usada por defeito pelo MM5 para a base de dados com origem no *Corine Land Cover* 2000 [Bossard *et al.*, 2000], recorrendo à metodologia definida por esta autora. Como exemplo das diferenças obtidas apresentam-se na Figura 52, duas representações do domínio 4, sobre Viseu, com o uso do solo de cada uma das bases de dados (USGS24 e CLC24).

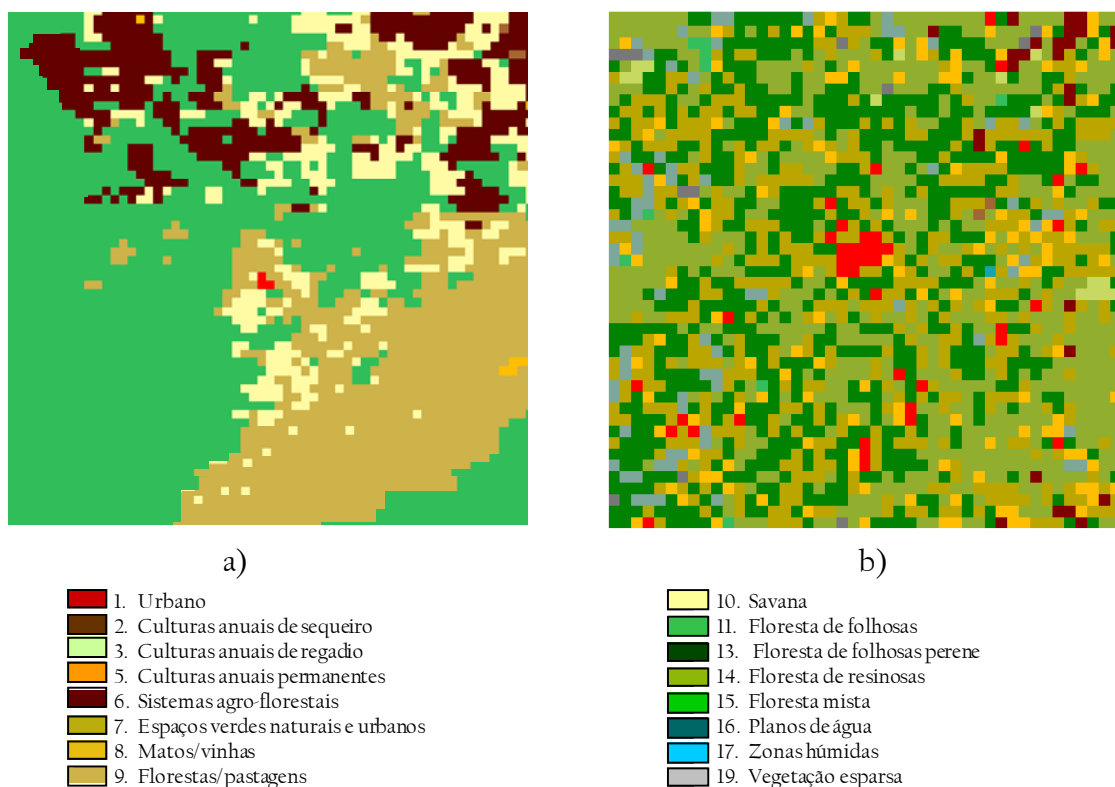


Figura 52. Comparação entre o uso de solo a) USGS 24 e o uso do solo b) CLC 24, para o domínio 4 (58 km x 58 km).

As diferenças entre as duas bases de dados são bastante evidentes, apresentando a CLC24, para o mesmo domínio, uma maior diversidade de classes, e sendo considerada como a que melhor representa a realidade. De particular importância para a simulação meteorológica é a correcta representação do uso de solo urbano e das massas de água. A base de dados CLC24 apresenta uma distribuição das classes de uso do solo que dá origem a uma linha de costa mais próxima da realidade (no domínio 2), assim como uma representação da classe de uso do solo urbana (a vermelho) que se julga mais realista.

De acordo com as conclusões de Aquilina *et al.* [2005] e Martins [2009], decidiu-se realizar testes de sensibilidade com as parametrizações da camada limite MRF, GS e uma opção combinada em que se escolheu MRF para o DI e GS para os restantes domínios.

Para o período de simulação de Junho de 2006 existem dados de observação meteorológica em altitude, medidos no âmbito da 2ª campanha SaudAr. Estes dados, recolhidos com recurso a sondagens com balão cativo e balões meteorológicos de 600 g [Prior, 2007], foram preparados para serem lidos pelo sistema de modelação MM5 (configuração B) na tentativa de melhorar as simulações.

O Quadro 22 resume os testes feitos para o período de cada uma das campanhas experimentais.

Quadro 22. Testes de sensibilidade efectuados para cada uma das campanhas experimentais.

| Testes | Uso do solo | Parametrização da CLA | Dados de observação | Campanhas |
|---------|-------------|----------------------------|---------------------|----------------------|
| Teste A | USGS24 | MRF | Não | Inverno e Verão 2006 |
| Teste B | USGS24 | GS | Não | Inverno e Verão 2006 |
| Teste C | CLC24 | MRF | Não | todas |
| Teste D | CLC24 | GS | Não | todas |
| Teste E | CLC24 | MRF (D1) + GS (D2, D3, D4) | Não | todas |
| Teste F | CLC24 | GS | Sim | Verão 2006 |

As opções físicas comuns a todas as simulações incluem: para as nuvens, a parametrização de *Grell* [Grell *et al.*, 1994] para os domínios de 27 e 9 km de resolução e a não parametrização para os domínios de maior resolução; esquema de radiação RRTM [Mlawer *et al.*, 1997]; parametrização de microfísica *Reisner-Graupel* [Reisner *et al.*, 1998] para a humidade e modelo de 5 camadas [Dudhia, 1996] para a temperatura do solo. As condições iniciais e de fronteira são dados globais de reanálise, provenientes do *National Centre for Environmental Predictions* (NCEP), com 1° x 1° de resolução, fornecidos a cada seis horas.

6.1.2 Avaliação do sistema de modelação meteorológica

As diferentes simulações foram avaliadas por comparação com os dados da estação meteorológica de Viseu (Aeródromo) do Instituto de Meteorologia, localizada a cerca de 6 km do centro da cidade (Figura 19).

Os resultados de modelação meteorológica têm sido frequentemente avaliados através de uma análise quantitativa do erro introduzida por Keyser e Anthes [1977] [Ferreira, 2007; Monteiro, 2007; Martins, 2009]. Os parâmetros estatísticos considerados por estes autores são os desvios-padrão dos dados simulados (S) e observados (S_{obs}), o erro quadrático médio (E), e o erro quadrático médio após remoção de um determinado

desvio (E_{UB}) (Equação 6 a 9). O *Forum for Air Quality Modelling in Europe* (FAIRMODE) produziu um documento [Denby *et al.*, 2010], que dedica um capítulo à avaliação de modelos; de acordo com este relatório é importante que a avaliação inclua quer indicadores quantitativos, quer qualitativos. Foi decidido no âmbito desta tese incorporar a avaliação mais tradicional, introduzida por Keiser e Anthes [1977], que permite a comparação com resultados anteriores do modelo, com alguns dos parâmetros sugeridos pelo FAIRMODE, como o viés estatístico (BIAS) (Equação 10) e o coeficiente de correlação (r) (Equação 11). Apresentam-se nas equações 6 a 11 os parâmetros estatísticos, segundo os quais as simulações meteorológicas foram avaliadas:

$$\begin{array}{ll} \text{Desvio padrão dos dados} & \\ \text{simulados} & S = \left(\sum_{i=1}^N (\phi_i - \phi_0)^2 / N \right)^{1/2} \end{array} \quad \text{(Equação 6)}$$

$$\begin{array}{ll} \text{Desvio padrão dos dados} & \\ \text{observados} & S_{obs} = \left(\sum_{i=1}^N (\phi_{iobs} - \phi_{0obs})^2 / N \right)^{1/2} \end{array} \quad \text{(Equação 7)}$$

$$\begin{array}{ll} \text{Erro quadrático} & \\ \text{médio} & E = \left(\sum_{i=1}^N (\phi_i - \phi_{iobs})^2 / N \right)^{1/2} \end{array} \quad \text{(Equação 8)}$$

$$\begin{array}{ll} \text{Erro quadrático médio} & \\ \text{após remoção de desvio} & E_{UB} = \left(\sum_{i=1}^N [(\phi_i - \phi_0) - (\phi_{iobs} - \phi_{0obs})]^2 / N \right)^{1/2} \end{array} \quad \text{(Equação 9)}$$

$$\begin{array}{ll} \text{Viés} & \\ \text{estatístico} & BIAS = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \phi_{iobs} - \phi_i \end{array} \quad \text{(Equação 10)}$$

$$\begin{array}{ll} \text{Coeficiente} & \\ \text{de correlação} & r = \frac{\sum_{i=1}^N (\phi_{iobs} - \phi_{0obs})(\phi_i - \phi_0)}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (\phi_{iobs} - \phi_{0obs})^2 \sum_{i=1}^N (\phi_i - \phi_0)^2}} \end{array} \quad \text{(Equação 11)}$$

em que:

- N – nº de pares de amostras;
- ϕ_{iobs} – variável observada na hora i ;
- ϕ_{0obs} – valor médio da variável observada;
- ϕ_i – variável modelada na hora i ;
- ϕ_0 – valor médio da variável modelada.

É possível afirmar que a simulação apresenta bons resultados quando $S \approx S_{obs}$, $E < S_{obs}$ e $E_{UB} < S_{obs}$. O coeficiente de correlação traduz a relação linear entre as concentrações, reflectindo uma melhor ($r \approx 1$) ou menor ($r \approx 0$) reprodução dos processos meteorológicos. O BIAS dá uma indicação do desvio existente entre as concentrações simuladas e observadas em termos sistemáticos. O seu valor ideal é zero.

Alguns dos resultados da análise quantitativa foram representados em diagramas de Taylor [Taylor, 2001]. Estes diagramas permitem visualizar, num gráfico bidimensional, três parâmetros estatísticos (S , E e r) para cada um dos testes efectuados. Estes parâmetros estatísticos, em conjunto, oferecem um resumo da correspondência entre os valores simulados em cada teste e os dados de observação, permitindo avaliar o desempenho do modelo em cada situação.

No que diz respeito à análise qualitativa optou-se por apresentar séries temporais.

A avaliação do comportamento do modelo, para cada uma das configurações testadas, foi realizada para 2 domínios: D3 e D4. Visou-se comparar o desempenho do modelo para as duas resoluções espaciais (3 km x 3 km e 1 km x 1 km, respectivamente) e verificar se o aumento da resolução melhora, ou não, o desempenho do modelo. Uma vez que o comportamento do modelo foi semelhante para os dois domínios, apresentam-se apenas resultados seleccionados, relativos ao D4. A Figura 53 ilustra as séries temporais, relativas às simulações realizadas para o D4, para o período de Janeiro de 2006.

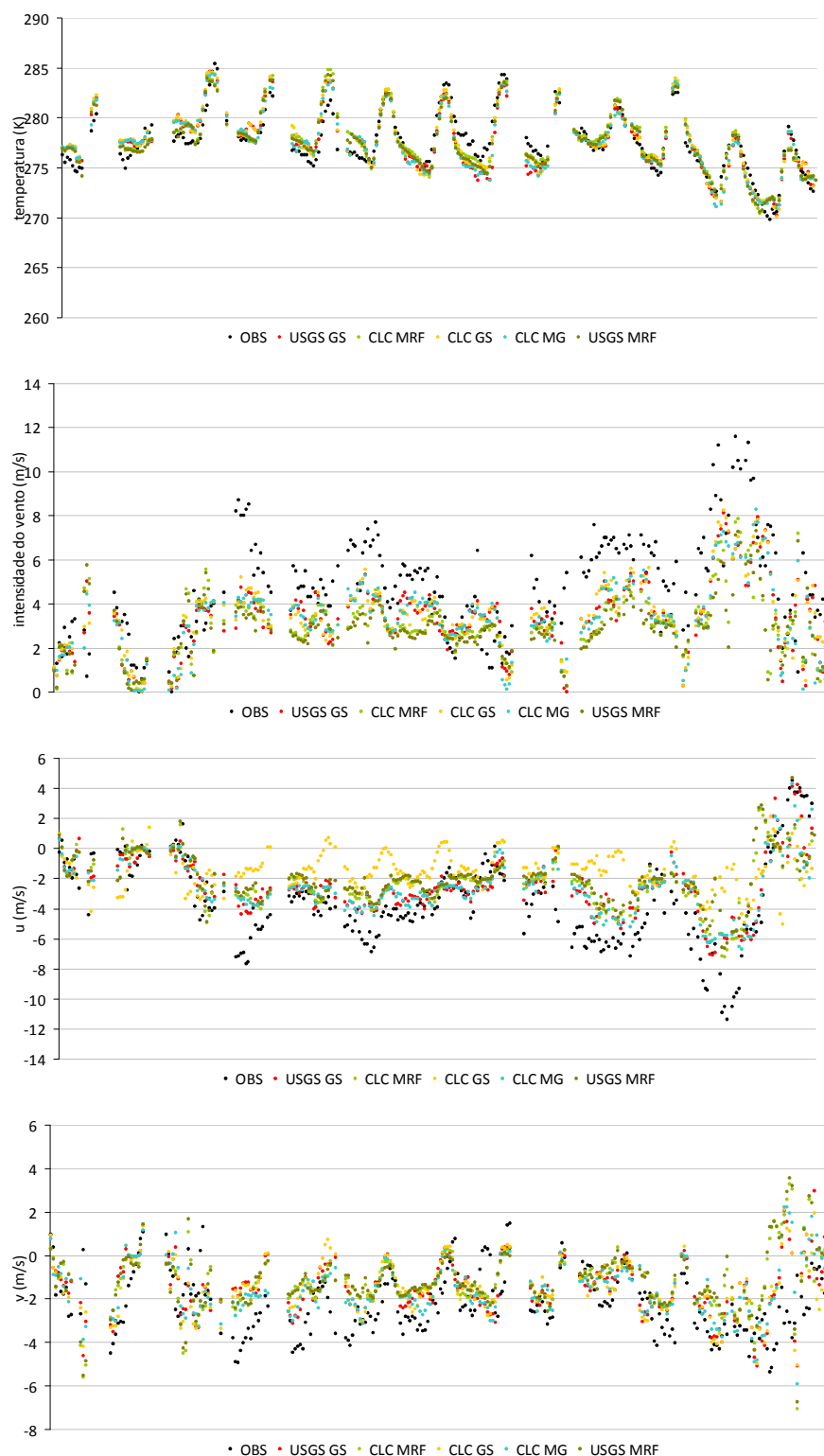


Figura 53. Séries temporais relativas à temperatura (a), intensidade do vento (b), componente u (c) e v (d) do vento, para as diferentes configurações do modelo, para o domínio D4 e para o período de Janeiro de 2006.

Como é possível verificar pela observação da Figura 53, a análise qualitativa não permite escolher claramente qual a configuração que mais se aproxima das observações. O modelo apresenta particular bom desempenho no que diz respeito à simulação da temperatura, sendo os resultados menos bons na simulação das restantes variáveis.

Uma vez que a análise da representação gráfica das séries temporais não permite avaliar com clareza o desempenho do modelo na simulação das variáveis escolhidas optou-se por remeter para anexo as figuras desta representação, relativas aos restantes períodos de simulação (ANEXO F).

No Quadro 23 e no Quadro 24 apresentam-se indicadores estatísticos do desempenho do modelo para as variáveis temperatura, intensidade do vento, e componentes zonal (u) e meridional (v) do vento, simuladas para os períodos da campanha de Janeiro e Junho de 2006, respectivamente.

Quadro 23. Parâmetros estatísticos de avaliação do modelo meteorológico para o período da campanha de Inverno de 2006. A negrito estão, para cada parâmetro, os valores que indicam melhor desempenho. As diferentes simulações estão descritas no Quadro 22.

| | temperatura | | | | intensidade do vento | | | |
|---|--------------|------------------------|-------------------------|--|---------------------------|------------------------|-------------------------|--|
| | BIAS (K) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) | BIAS (m.s ⁻¹) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) |
| A | 0,06 | 1,03 | 0,44 | 0,32 | -1,92 | 0,59 | 0,83 | 0,25 |
| B | -0,01 | 1,05 | 0,47 | 0,31 | -1,38 | 0,72 | 0,73 | 0,31 |
| C | 0,27 | 1,05 | 0,45 | 0,32 | -1,74 | 0,64 | 0,80 | 0,27 |
| D | 0,19 | 1,07 | 0,44 | 0,32 | -1,29 | 0,71 | 0,70 | 0,32 |
| E | -1,03 | 1,04 | 0,46 | 0,31 | -1,19 | 0,73 | 0,69 | 0,32 |

| | componente u | | | | componente v | | | |
|---|---------------------------|------------------------|-------------------------|--|---------------------------|------------------------|-------------------------|--|
| | BIAS (m.s ⁻¹) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) | BIAS (m.s ⁻¹) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) |
| A | 1,48 | 0,56 | 0,70 | 0,25 | 1,04 | 0,91 | 1,21 | 0,15 |
| B | 0,96 | 0,66 | 0,57 | 0,29 | 0,73 | 0,88 | 1,00 | 0,31 |
| C | 1,26 | 0,59 | 0,67 | 0,26 | 1,00 | 0,92 | 1,19 | 0,17 |
| D | 0,85 | 0,43 | 0,96 | 0,10 | 0,74 | 0,89 | 1,02 | 0,30 |
| E | -1,48 | 0,63 | 0,58 | 0,29 | -1,10 | 0,90 | 1,02 | 0,31 |

Quadro 24. Parâmetros estatísticos de avaliação do modelo meteorológico para o período da campanha de Verão de 2006. A negrito estão, para cada parâmetro, os valores que indicam melhor desempenho. As diferentes simulações estão descritas no Quadro 22.

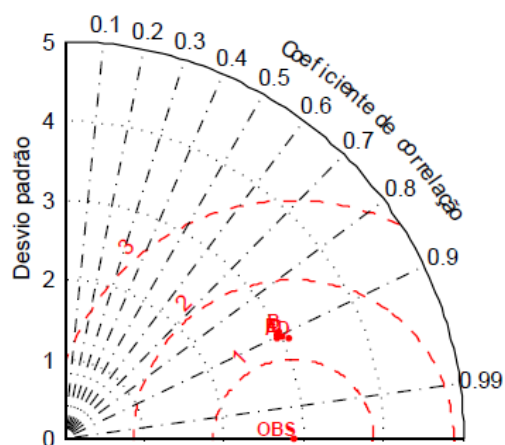
| | temperatura | | | | intensidade do vento | | | |
|---|-------------|------------------------|-------------------------|--|---------------------------|------------------------|-------------------------|--|
| | BIAS (K) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) | BIAS (m.s ⁻¹) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) |
| A | 2,54 | 0,97 | 0,34 | 0,02 | -0,08 | 1,26 | 0,91 | 0,02 |
| B | 3,13 | 1,00 | 0,35 | 0,01 | -0,08 | 1,40 | 1,01 | 0,02 |
| C | 2,79 | 1,01 | 0,36 | 0,01 | -0,41 | 1,16 | 0,86 | 0,04 |
| D | 3,14 | 1,02 | 0,36 | 0,01 | -0,04 | 1,37 | 0,96 | 0,02 |
| E | 2,99 | 1,01 | 0,35 | 0,01 | 0,02 | 1,45 | 1,01 | 0,01 |
| F | 3,16 | 1,04 | 0,37 | 0,00 | -0,17 | 1,30 | 0,93 | 0,11 |

| | componente u | | | | componente v | | | |
|---|---------------------------|------------------------|-------------------------|--|---------------------------|------------------------|-------------------------|--|
| | BIAS (m.s ⁻¹) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) | BIAS (m.s ⁻¹) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) |
| A | -0,31 | 0,89 | 0,60 | 0,01 | -1,10 | 1,17 | 1,14 | 0,01 |
| B | -0,46 | 0,95 | 0,61 | 0,02 | -1,06 | 1,34 | 1,24 | 0,06 |
| C | -0,46 | 0,78 | 0,57 | 0,03 | -0,88 | 1,08 | 1,12 | 0,06 |
| D | -0,46 | 0,93 | 0,59 | 0,02 | -1,01 | 1,42 | 1,41 | 0,06 |
| E | -0,49 | 0,95 | 0,60 | 0,01 | -1,09 | 1,48 | 1,37 | 0,05 |
| F | -0,35 | 0,84 | 0,61 | 0,00 | -0,98 | 1,29 | 1,33 | 0,15 |

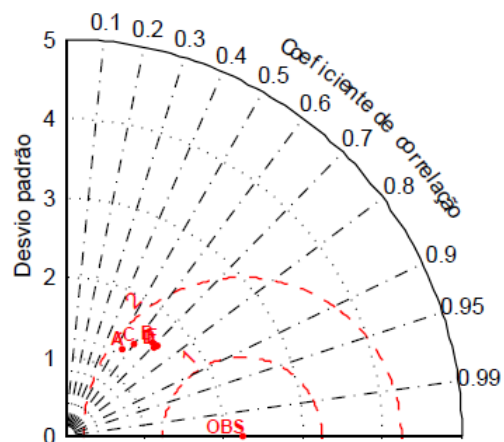
A análise dos parâmetros S, E e E_{UB} por comparação com o S_{obs}, bem como do BIAS das simulações, confirma que o modelo apresenta um particular bom comportamento na simulação da temperatura, em qualquer dos períodos analisados. De acordo com estes parâmetros, todas as variáveis analisadas têm um comportamento aceitável em todas as configurações testadas. A única exceção é o parâmetro E/S_{obs} para a componente meridional do vento, que deveria ser menor que a unidade e é próxima deste valor, sempre por excesso, em todas as configurações testadas. Quando se analisam as diferenças entre a utilização das 2 bases de dados de uso de solo (USGS e CLC) verifica-se, quase sempre, uma ligeira melhoria dos resultados com a segunda configuração. Na generalidade é a configuração C (CLC MRF) que apresenta melhores desempenhos no que diz respeito aos parâmetros apresentados, em particular para o período de Junho de 2006.

Na Figura 54 e na Figura 55 estão apresentados os diagramas de Taylor, para as diferentes simulações realizadas sobre o domínio 4 (resolução 1 km x 1 km), para os períodos da campanha de Janeiro e Junho de 2006, respectivamente.

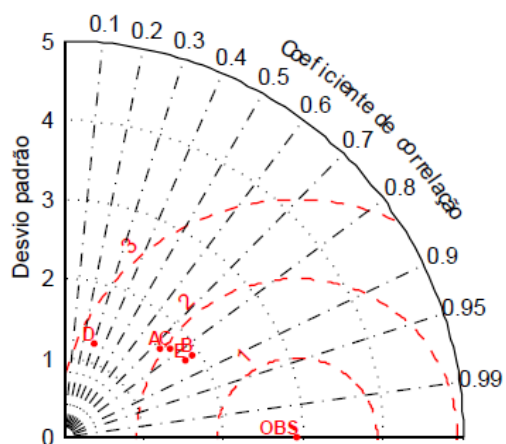
a) temperatura



b) intensidade do vento



c) componente u do vento



d) componente v do vento

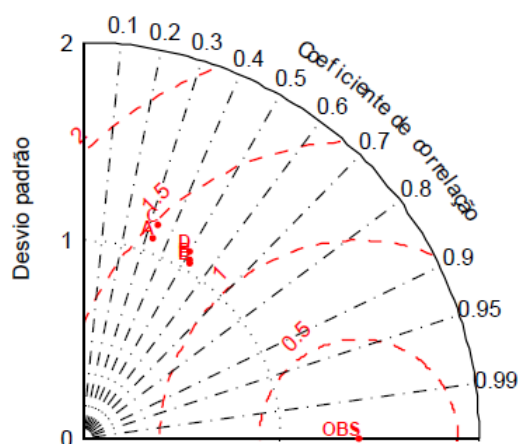
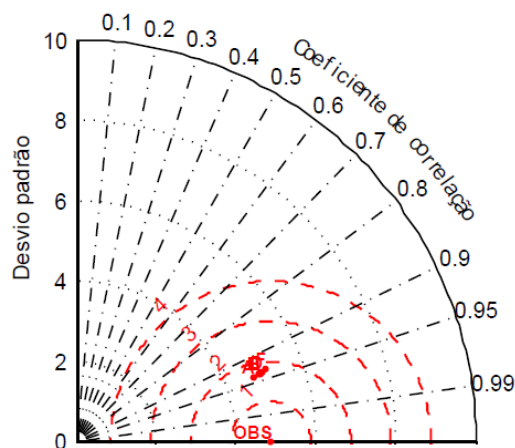
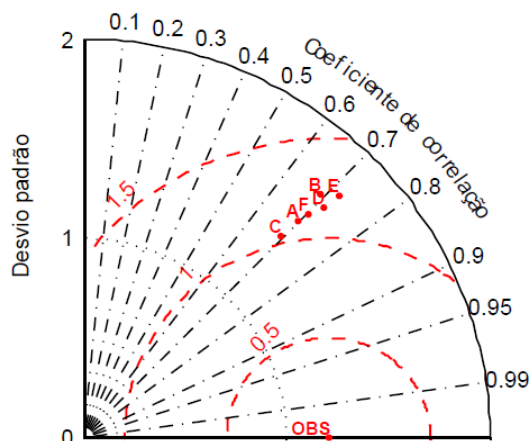


Figura 54. Diagramas de Taylor relativos à validação da temperatura (a), intensidade do vento (b), componente u (c) e v (d) do vento, para as diferentes simulações realizadas para o D4, para o período de Janeiro de 2006.

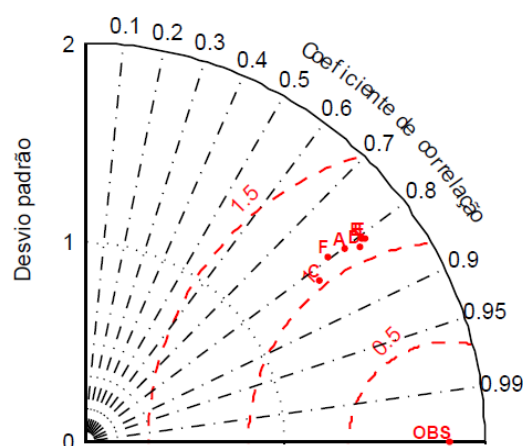
a) temperatura



a) intensidade do vento



c) componente u do vento



d) componente v do vento

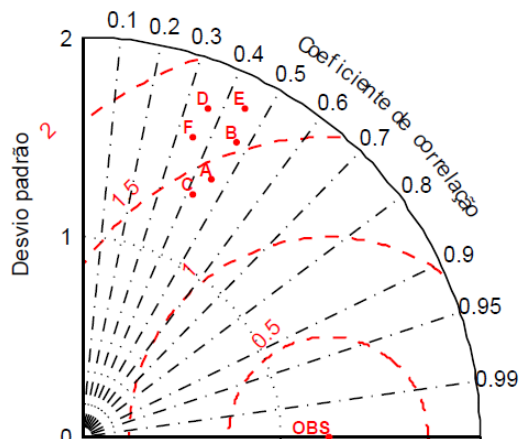


Figura 55. Diagramas de Taylor relativos à validação da temperatura (a), intensidade do vento (b), componente u (c) e v (d) do vento, para as diferentes simulações realizadas para o D4, para o período de Verão de 2006.

A análise dos diagramas de Taylor permite uma comparação mais clara do desempenho do modelo com cada uma das configurações testadas. Nestes diagramas os parâmetros estatísticos S, E e r estão representados num gráfico polar, em que o ponto OBS representa as observações, e os restantes pontos os resultados dos testes para as diferentes configurações. A distância radial a partir da origem é proporcional ao desvio padrão, e a posição azimutal permite ler a correlação entre a simulação e os dados observados. As linhas radiais medem a distância ao OBS e indicam o erro quadrático médio.

Para a simulação respeitante ao período de Janeiro de 2006 (Figura 54) as variáveis para as quais as configurações mais se distinguem são as componentes zonal e meridional do vento. Na simulação da componente u do vento distingue-se, pela negativa, a configuração D (CLC GS) e na componente v as configurações A (USGS MRF) e C (CLC MRF), tendo as restantes configurações comportamentos bastante similares. Já no que diz respeito ao período de Junho de 2006, as configurações não se distinguem na simulação da temperatura, mas têm desempenhos distintos na simulação das restantes variáveis. Na simulação da intensidade do vento e da componente u e v do vento a configuração C (CLC MRF) produz melhores resultados.

Atendendo a que a base de dados de uso de solo CLC é bastante mais recente e representativa do que a base de dados USGS e devido aos testes de sensibilidade realizados para o ano de 2006 indicarem apenas ligeiras diferenças e, na generalidade, no sentido do melhor desempenho do modelo com a utilização da base de dados CLC, para o ano de 2007 optou-se por fazer os testes de sensibilidade para diferentes parametrizações da camada limite, mantendo constante a utilização da base de dados de uso do solo CLC24.

No Quadro 25 e no Quadro 26 apresentam-se os resultados de avaliação das variáveis temperatura, intensidade do vento, e componentes u e v do vento, simuladas para o período da campanha de Janeiro e Maio/Junho de 2007, respectivamente.

Quadro 25. Parâmetros estatísticos de avaliação do modelo meteorológico para o período da campanha de Inverno de 2007. A negrito estão, para cada parâmetro, os valores que indicam melhor desempenho. As diferentes simulações estão descritas no Quadro22.

| temperatura | | | | | intensidade do vento | | | |
|-------------|--------------|------------------------|-------------------------|--|---------------------------|------------------------|-------------------------|--|
| | BIAS (K) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) | BIAS (m.s ⁻¹) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) |
| C | -0,80 | 1,00 | 0,70 | 0,00 | -1,12 | 0,59 | 0,82 | 0,00 |
| D | -0,08 | 0,88 | 0,67 | 0,00 | -0,83 | 0,75 | 0,80 | 0,00 |
| E | -0,34 | 0,82 | 0,64 | 0,00 | -0,82 | 0,72 | 0,79 | 0,00 |

| componente u | | | | | componente v | | | |
|--------------|---------------------------|------------------------|-------------------------|--|---------------------------|------------------------|-------------------------|--|
| | BIAS (m.s ⁻¹) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) | BIAS (m.s ⁻¹) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) |
| C | 0,07 | 0,59 | 0,72 | 0,00 | 0,02 | 0,49 | 0,74 | 0,00 |
| D | -0,06 | 0,75 | 0,69 | 0,00 | -0,02 | 0,56 | 0,67 | 0,00 |
| E | 0,06 | 0,75 | 0,66 | 0,00 | 0,08 | 0,61 | 0,65 | 0,00 |

Quadro 26. Parâmetros estatísticos de avaliação do modelo meteorológico para o período da campanha de Verão de 2007. A negrito estão, para cada parâmetro, os valores que indicam melhor desempenho. As diferentes simulações estão descritas no Quadro 22.

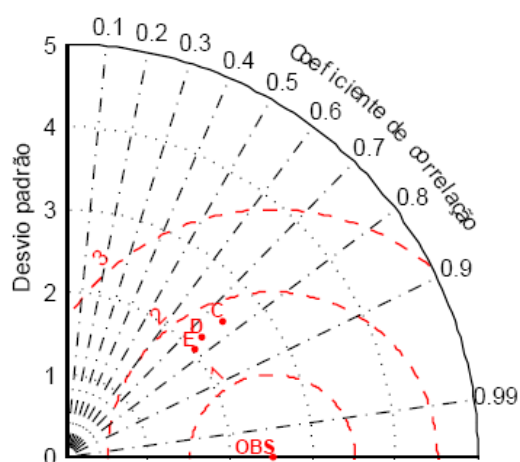
| temperatura | | | | | intensidade do vento | | | |
|-------------|----------|------------------------|-------------------------|--|---------------------------|------------------------|-------------------------|--|
| | BIAS (K) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) | BIAS (m.s ⁻¹) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) |
| C | 1,37 | 1,00 | 0,21 | 0,00 | -0,53 | 1,22 | 1,02 | 0,00 |
| D | 1,80 | 0,99 | 0,26 | 0,00 | -0,15 | 1,16 | 0,97 | 0,00 |
| E | 1,75 | 1,00 | 0,24 | 0,00 | -0,16 | 1,13 | 0,94 | 0,00 |

| componente u | | | | | componente v | | | |
|--------------|---------------------------|------------------------|-------------------------|--|---------------------------|------------------------|-------------------------|--|
| | BIAS (m.s ⁻¹) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) | BIAS (m.s ⁻¹) | S/S _{obs} (-) | E/ S _{obs} (-) | E _{UB} / S _{obs} (-) |
| C | -0,42 | 0,87 | 0,66 | 0,00 | -0,16 | 1,00 | 0,99 | 0,00 |
| D | -0,36 | 0,92 | 0,63 | 0,00 | -0,29 | 1,14 | 1,00 | 0,00 |
| E | -0,32 | 0,89 | 0,64 | 0,00 | -0,32 | 1,13 | 0,98 | 0,00 |

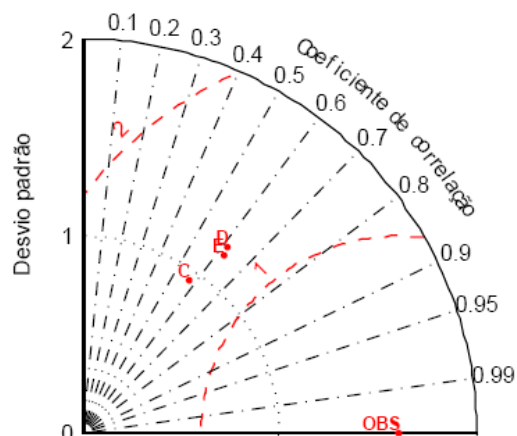
Os parâmetros BIAS e S, E e E_{UB}, por comparação com o S_{obs}, indicam que todas as simulações têm resultados razoáveis, para os dois períodos simulados. A análise integrada dos parâmetros de avaliação apresentados no Quadro 25 permite concluir que para este período (Janeiro 2007) a configuração D (CLC GS) resulta em melhores desempenhos. No que diz respeito ao período de Maio/Junho de 2007, a análise dos parâmetros de avaliação apresentados no Quadro 26 não permite identificar claramente uma configuração que apresente melhores resultados, pois a configuração C revela melhor desempenho na simulação da temperatura e componente v do vento, e as configurações D e E nas restantes variáveis.

Na Figura 56 e na Figura 57 estão apresentados os diagramas de Taylor para as diferentes simulações realizadas sobre o domínio 4 (resolução 1 km x 1 km), para o período de Janeiro e Maio/Junho de 2007, respectivamente.

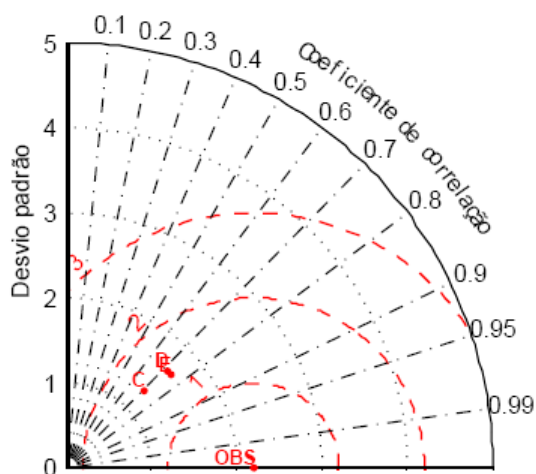
a) temperatura



b) intensidade do vento



c) componente u do vento



d) componente v do vento

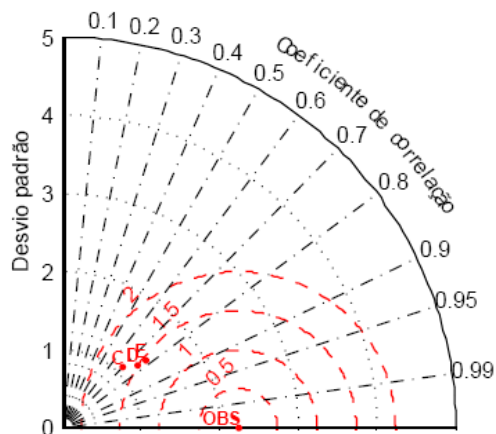
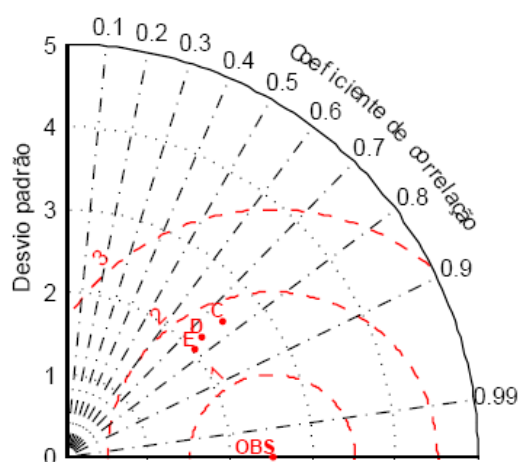
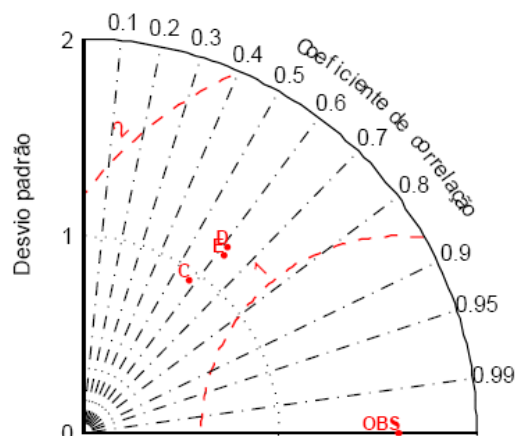


Figura 56. Diagramas de Taylor relativos à validação da temperatura (a), intensidade do vento (b), componente u (c) e v (d) do vento para as diferentes simulações realizadas para o D4 e para o período de Inverno de 2007.

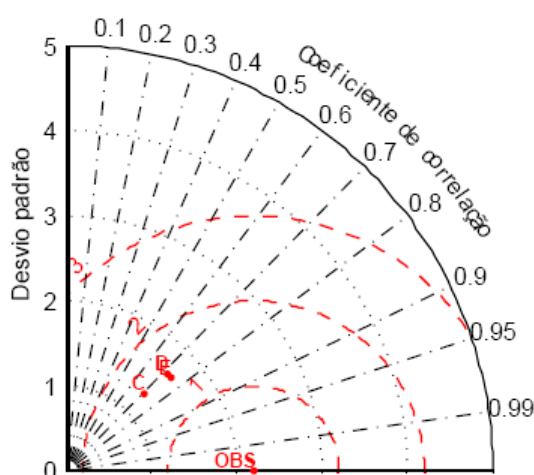
a) temperatura



b) intensidade do vento



c) componente u do vento



d) componente v do vento

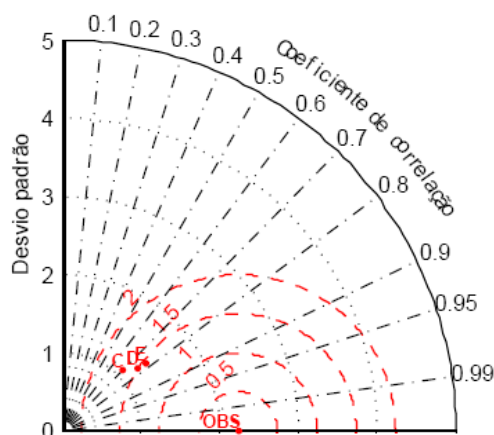


Figura 57. Diagramas de Taylor relativos à validação da temperatura (a), intensidade do vento (b), componente u (c) e v (d) do vento para as diferentes simulações realizadas e para o D4 para o período de Verão de 2007.

A análise dos diagramas de Taylor não permite distinguir, positiva ou negativamente, uma configuração em nenhum dos dois períodos de simulação analisados.

Em síntese, na generalidade o modelo revelou um bom desempenho na simulação das variáveis analisadas, em particular da temperatura, para todas as configurações testadas. A variável meteorológica para a qual o modelo apresentou pior desempenho foi a componente meridional do vento (v).

Uma vez que para os períodos simulados no ano de 2007 não existe nenhuma configuração que se distinga claramente e, que para as campanhas de 2006 a configuração C (CLC MRF) é identificada como tendo melhor desempenho em diferentes análises, optou-se por utilizar as simulações meteorológicas com esta configuração na modelação da qualidade do ar, para os quatro períodos em estudo.

Apesar de não ser totalmente correcto fazer uma comparação do desempenho do modelo para séries temporais distintas, conclui-se que os parâmetros de avaliação calculados são similares aos encontrados em outros estudos de avaliação do modelo MM5 para Portugal [Aquilina *et al.*, 2005; Carvalho *et al.*, 2006; Ferreira, 2007; Martins, 2009].

6.1.3 Configuração do sistema de modelação da qualidade do ar

Os resultados meteorológicos provenientes do MM5 são interpolados, para os domínios compatíveis, pelo modelo químico de transporte CHIMERE. Este foi aplicado, numa primeira fase, à escala nacional com uma resolução de grelha de 9 km x 9 km, depois, através da técnica *nesting*, ao domínio de centro/norte de Portugal, de dimensões 177 km x 147 km, com uma resolução horizontal de 3 km, e por último a um domínio sobre o centro de Portugal, centrado em Viseu com dimensões de 52 km x 48 km, com resolução horizontal de 1 km. Na Figura 58 são ilustrados os domínios de simulação utilizados com o modelo CHIMERE.

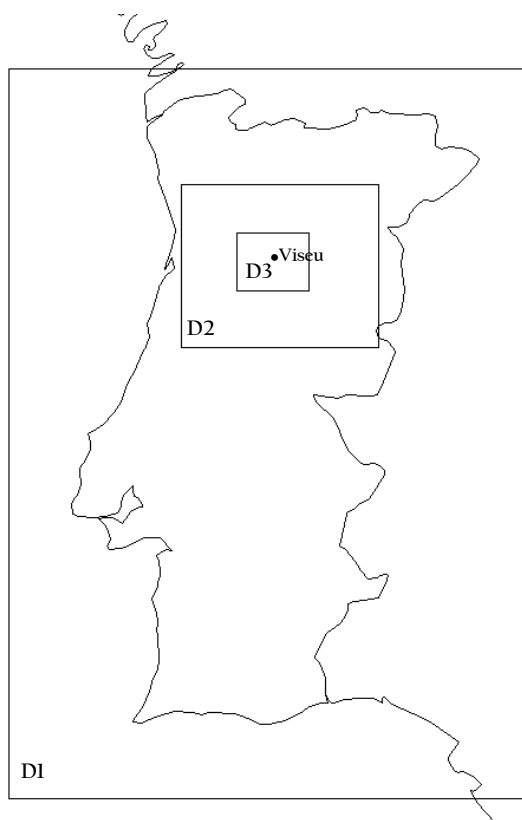


Figura 58. Domínios de simulação utilizados com o modelo químico de transporte CHIMERE.

No Quadro 27 apresentam-se algumas características dos três domínios de simulação utilizados na modelação da qualidade do ar.

Quadro 27. Características dos três domínios de simulação.

| | | D1 | D2 | D3 |
|---------|----------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| CHIMERE | Dimensões (X,Y) | 52 x 73 células | 59 x 49 células | 52 x 48 células |
| | Resolução horizontal | 9 km | 3 km | 1 km |
| | Resolução vertical | 8 níveis | 8 níveis | 8 níveis |
| | Mecanismo químico | MELCHIOR2 | MELCHIOR2 | MELCHIOR2 |

Para além dos dados meteorológicos, o modelo CHIMERE necessita de dados relativos à emissão de poluentes para a atmosfera. À escala ibérica utilizou-se o inventário de emissões do programa EMEP, relativo ao ano de 2003 [Vestreng *et al.*, 2004]. Para os restantes domínios foi utilizado, como fonte de dados, o Inventário Nacional das Emissões Atmosféricas desenvolvido pela APA, actualizado para o ano de 2005 [APA, 2008a]. Este inventário foi desagregado espacialmente, para cada actividade poluente, de acordo com o uso do solo, segundo a metodologia descrita por Martins [2009]. Esta metodologia permitiu desagregar espacial e temporalmente as emissões, com base em dados de uso de solo e perfis temporais e de especiação química, adequados a cada região.

6.1.4 Avaliação do sistema de modelação da qualidade do ar

O desempenho do modelo CHIMERE foi avaliado quantitativamente, recorrendo também a um conjunto de parâmetros estatísticos. O exercício de validação consistiu na comparação entre os resultados horários do modelo e as concentrações medidas durante as campanhas experimentais. Uma vez que uma comparação ponto a ponto apresenta limitações associadas à representatividade espacial e temporal, normalmente desconhecida, dos dados observados nas estações de monitorização, foi realizada uma interpolação dos resultados do modelo entre as 9 células mais próximas da estação de monitorização.

Os parâmetros estatísticos utilizados, r (Equação 11), E (Equação 8) e $BIAS$ (Equação 10), são recomendados pelo FAIRMODE [Denby *et al.*, 2010] e já foram utilizados em diferentes estudos de avaliação da qualidade do ar [Ferreira, 2007; Monteiro *et al.*, 2007; Martins, 2009; Borrego *et al.*, 2010]. O resultado da avaliação estatística é apresentado no Quadro 28.

Quadro 28. Variáveis estatísticas relativas à avaliação do desempenho do modelo CHIMERE.

| | | r (-) | E ($\mu\text{g.m}^{-3}$) | BIAS ($\mu\text{g.m}^{-3}$) |
|-------|-----------------|-------|----------------------------|-------------------------------|
| Jan06 | | | | |
| | PM10 | 0,15 | 40,4 | 25,2 |
| | O ₃ | 0,24 | 15,2 | -23,1 |
| | NO ₂ | 0,50 | 11,0 | 2,9 |
| Jun06 | | | | |
| | PM10 | 0,24 | 20,6 | 14,2 |
| | O ₃ | 0,60 | 25,1 | -14,2 |
| | NO ₂ | 0,45 | 15,9 | 12,1 |
| Jan07 | | | | |
| | PM10 | 0,13 | 47,2 | 24,3 |
| | O ₃ | 0,41 | 38,8 | -34,5 |
| | NO ₂ | 0,47 | 16,5 | 4,6 |
| Jun07 | | | | |
| | PM10 | 0,14 | 14,2 | 3,9 |
| | O ₃ | 0,47 | 50,2 | -46,9 |
| | NO ₂ | 0,15 | 10,3 | 4,8 |

Pela análise do Quadro 28 constata-se que as simulações do CHIMERE sobre o domínio de Viseu tiveram desempenhos menos bons, em particular no que diz respeito à simulação de PM10. Face aos dados observados, o modelo subestima os valores de PM10, em particular no Inverno e, em menor escala o NO₂. O O₃ é, por outro lado, sobrestimado em todas as simulações. Este comportamento poderá ser explicado pelo facto de um modelo com as características do CHIMERE conseguir captar melhor o comportamento de fundo dos poluentes, do que o comportamento destes em situações urbanas. Em particular, a contribuição do tráfego pode ser diluída na metodologia de cálculo das emissões usada neste modelo, resultando numa subestimativa destas emissões em zonas urbanas. Esta é uma das possíveis explicações para a subestimativa das PM10 e do NO₂, enquanto a subestimativa deste último poluente é uma explicação para a sobrestimativa do O₃.

O desempenho dos modelos de qualidade do ar depende, quer da qualidade dos dados meteorológicos, quer do modelo químico utilizado, assim como da qualidade do inventário de emissões, ao qual estão usualmente associados elevadas incertezas. Por essa razão é comum encontrar erros sistemáticos nos resultados destes modelos. Vários estudos [McKeen *et al.*, 2005; Delle Monache *et al.*, 2006; Wilczak *et al.*, 2006; van Loon *et al.*, 2007; Vautard *et al.*, 2009; Djalalova *et al.*, 2010] examinaram o benefício da correcção dos resultados da modelação da qualidade do ar, utilizando o viés estatístico obtido na avaliação do desempenho do modelo. Com o propósito de melhorar os resultados da

modelação da qualidade do ar neste caso de estudo, examinaram-se e aplicaram-se as técnicas de correcção, baseadas no BIAS, referidas nos estudos anteriores. O objectivo deste tipo de correcção não é percepcionar deficiências do modelo, nem corrigi-las artificialmente, mas sim remover potenciais erros sistemáticos, intrínsecos à formulação do modelo ou aos dados de entrada. Neste trabalho foram avaliadas duas técnicas de correcção: uma baseada na adição do BIAS médio (Equação 12) e uma técnica multiplicativa (Equação 13).

$$C_{correctada}(h,dia) = \frac{1}{ndias} \sum_{ndias} (C_h^{obs} - C_h^{model}) + C^{model}(h,dia) \quad (\text{Equação 12})$$

$$C_{correctada}(h,dia) = \frac{\sum_{ndias} C^{obs}(h,dia)}{\sum_{ndias} C^{model}(h,dia)} \times C^{model}(h,dia) \quad (\text{Equação 13})$$

em que:

h : hora do dia (entre 0 e 23);

dia : tipo de dia considerado (semana ou fim-de-semana);

$C_{correctada}(h,dia)$: concentração obtida após a aplicação da técnica de correcção;

$C^{obs}(h,dia)$: concentração observada na estação de monitorização;

$C^{model}(h,dia)$: concentração simulada pelo modelo de qualidade do ar.

A técnica aditiva deu consistentemente origem a melhores resultados dos parâmetros estatísticos de avaliação, cujos valores se apresentam no Quadro 29.

Quadro 29. Variáveis estatísticas relativas à avaliação do desempenho do modelo CHIMERE após a correcção aditiva e respectiva variação face ao valor anterior à correcção.

| | r (-) | variação | E ($\mu\text{g.m}^{-3}$) | variação | BIAS ($\mu\text{g.m}^{-3}$) | variação |
|-----------------|-------|----------|----------------------------|----------|-------------------------------|----------|
| Jan06 | | | | | | |
| PM10 | 0,68 | +351% | 23,3 | -42% | 1,6 | -94% |
| O ₃ | 0,60 | +152% | 15,1 | -50% | -1,5 | -94% |
| NO ₂ | 0,73 | +44% | 8,0 | -27% | 0,2 | -93% |
| Jun06 | | | | | | |
| PM10 | 0,61 | +149% | 11,2 | -46% | 3,0 | -79% |
| O ₃ | 0,79 | +32% | 16,3 | -35% | -3,4 | -76% |
| NO ₂ | 0,62 | +38% | 9,2 | -42% | 2,4 | -80% |
| Jan07 | | | | | | |
| PM10 | 0,52 | +312% | 31,9 | -32% | 0,4 | -98% |
| O ₃ | 0,59 | +44% | 16,6 | -57% | -7,2 | -79% |
| NO ₂ | 0,69 | +45% | 13,5 | -18% | 0,9 | -80% |
| Jun07 | | | | | | |
| PM10 | 0,50 | +260% | 10,9 | -23% | 0,5 | -86% |
| O ₃ | 0,71 | +53% | 15,4 | -69% | -5,9 | -87% |
| NO ₂ | 0,49 | +223% | 7,2 | -30% | 0,3 | -93% |

A aplicação da técnica de correcção baseada no BIAS médio resultou numa melhoria muito significativa dos resultados. O BIAS calculado para as concentrações corrigidas diminui bastante, como resultado intrínseco da estratégia de correcção. O facto de os valores de correlação melhorarem muito reforça a ideia de que o erro é sistemático e que a aplicação destas técnicas correctivas se justifica. Esta correcção, alargada a todo o domínio de simulação, para as quatro campanhas, permitiu que os dados simulados de qualidade do ar estivessem bastante mais próximos dos dados medidos e, à partida, da realidade. Este tratamento dos dados é de particular importância neste trabalho uma vez que a tentativa de relacionar os dados de qualidade do ar com os dados médicos (trabalho que irá ser realizado no capítulo 7) carece de precisão em qualquer das etapas da cadeia de eventos em análise.

6.2 Cálculo da exposição e dose inalada

O modelo doseAr foi aplicado ao caso de estudo de Viseu com o objectivo de calcular a exposição a um conjunto de poluentes seleccionados e a dose inalada por cada criança. Face ao possível efeito no agravamento da asma na criança e aos dados disponíveis, quer monitorizados, quer modelados, optou-se por calcular exposição e dose inalada de: PM10, O₃, NO₂, BTEX e formaldeído.

O perfil actividade/tempo, para a semana escolar típica de Inverno e de Verão, foi estabelecido através de entrevista pessoal a cada criança, e ao respectivo encarregado de educação, durante a hora da consulta médica. Desta entrevista resultou um perfil actividade/tempo individualizado, para o Inverno e para o Verão, para cada uma das crianças. Após a análise dos perfis actividade/tempo optou-se por definir no modelo, e para este caso de estudo, dez MA: interior (*homein*) e exterior (*homeout*) da habitação; interior (*schoolin*) e exterior (*schoolout*) da escola; interior (*sportin*) e exterior (*sportout*) de recintos desportivos; centro de ocupação de tempos livres (*atl*); o veículo (*car*); outros exteriores (*otherout*); e outros interiores (*otherin*). A caracterização da qualidade do ar, para cada um dos MA previamente georreferenciados, foi realizada através da medição no local (§4.3) e/ou de modelação da qualidade do ar (§6.1) e da utilização de relações interior/exterior para os locais onde a medição não foi possível. Os cálculos para o BTEX e o formaldeído basearam-se exclusivamente em concentrações medidas, enquanto que para os outros poluentes se recorreu às duas metodologias em conjunto. A indicação da metodologia de caracterização da qualidade do ar em cada MA está indicada no Quadro 30.

Quadro 30. Metodologia de caracterização da qualidade do ar para cada microambiente e cada poluente (I/E – relação interior exterior empírica; mod – modelação; med – medição).

| | PM10 | O ₃ | NO _x | BTEX | formaldeído |
|------------------|----------|----------------|-----------------|------|-------------|
| <i>homein</i> | mod+I/E | mod+I/E | med e mod+I/E | med | med |
| <i>homeout</i> | mod | med e mod | med e mod | med | med |
| <i>schoolin</i> | med+I/E | med e mod+I/E | med e mod+I/E | med | med |
| <i>schoolout</i> | med | med e mod | med e mod | med | med |
| <i>sportin</i> | mod+I/E | mod+I/E | mod+I/E | med | med |
| <i>sportout</i> | mod | mod | mod | med | med |
| <i>atl</i> | mod+ I/E | mod+I/E | mod+ I/E | med | med |
| <i>car</i> | mod+I/E | mod+I/E | mod+I/E | med | med |
| <i>otherin</i> | mod+ I/E | mod+I/E | mod+ I/E | med | med |
| <i>otherout</i> | mod | mod | mod | med | med |

Para o cálculo da exposição e dose de BTEX e formaldeído, com recurso a concentrações monitorizadas, foi necessário adaptar o modelo doseAr que utilizou directamente as concentrações medidas para os MA: *homein*, *schoolin* e *schoolout*. Nos MA onde estes

poluentes não foram medidos foram utilizadas diversas estratégias, desde relações I/E, a concentrações medidas em MA similares, que se sumariam no Quadro 31.

Quadro 31. Estratégias para estimativa de concentrações de BTEX e formaldeído em diversos MA. Relações IE de acordo com estudos de Geiss *et al.* [2009].

| MA | BTEX | formaldeído |
|------------------------------------|---|--|
| <i>homeout, otherout, sportout</i> | Média de todas as medições exteriores | |
| <i>atl</i> | Média de todas as concentrações no interior das escolas | |
| <i>car</i> | Inverno: $C_{int}=8,8 \times C_{out}^*$ | Inverno: $C_{int}=15,4 \times C_{out}^*$ |
| | Verão: $C_{int}=3,1 \times C_{out}^*$ | Verão: $C_{int}=6,1 \times C_{out}^*$ |
| <i>otherin, sportin</i> | Média de todas as medições interiores | |

* C_{out} é estimado a partir da média de todas as concentrações exteriores.

Geiss *et al.* [2009] conduziram um extenso estudo sobre as concentrações de COV medidas dentro de automóveis e as suas relações com o ar ambiente. Essas relações foram utilizadas para calcular as concentrações dentro de veículos. Para os MA exteriores, para os quais não existiam medições, utilizou-se a média das concentrações medidas em ar ambiente; as concentrações nos MA interiores sem monitorização foram calculadas de modo similar, mas considerando médias das concentrações em ar interior.

6.2.1 O perfil actividade/tempo

Da análise dos perfis actividade tempo, obtidos por entrevista, conclui-se que estas crianças têm uma rotina perfeitamente instalada, sendo considerado pelos seus encarregados de educação que o perfil resultante era aplicável a todo o ano lectivo com uma margem de erro muito pequena. Verifica-se também que estas crianças têm perfis muito semelhantes entre si. As maiores distinções ocorrem no horário escolar, de manhã para uns, e à tarde para outros, e a frequência ou não de atl. A Figura 59 ilustra, como exemplo, dois perfis típicos construídos, um para o horário escolar da manhã, e outro para o período da tarde.

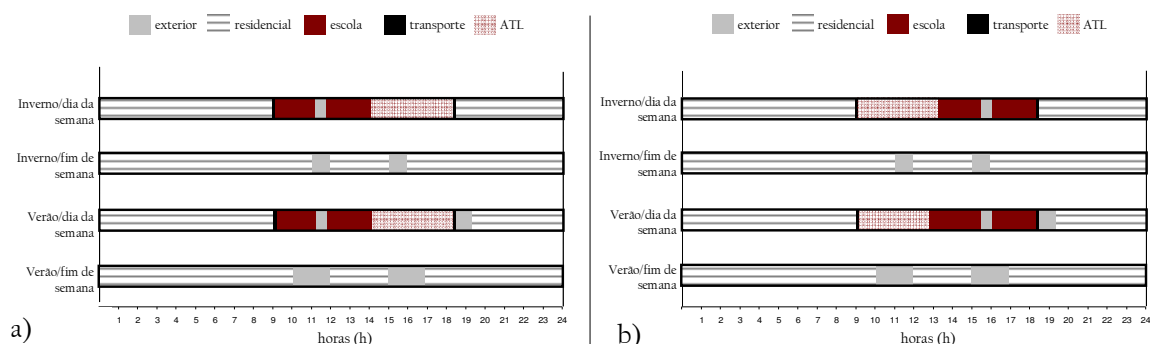


Figura 59. Perfis actividade/tempo típicos para o horário escolar da manhã (a) e da tarde (b). Só os cinco MA mais representativos estão representados.

A maior parte dos alunos frequentava o horário escolar da manhã, e o *atl* da parte da tarde. Durante a semana, no Inverno, o tempo passado no exterior resume-se, para a maioria das crianças, ao intervalo da escola, desde que não esteja a chover. Já no Verão, além do intervalo da escola, muitos passam um período de tempo, entre o fim das actividades lectivas e o jantar, no exterior. Constatou-se também que a maioria das crianças se desloca para a escola em veículo particular.

No Quadro 32 apresenta-se a percentagem média do tempo dispendido pelas crianças deste estudo em cada um dos MA considerados.

Quadro 32. Tempo médio dispendido em cada um dos microambientes, no Inverno e no Verão.

| MA | % tempo | |
|-------------------------|---------|-------|
| | Inverno | Verão |
| <i>homein</i> | 64,26 | 62,93 |
| <i>homeout</i> | 1,27 | 2,60 |
| <i>schoolin</i> | 19,90 | 19,70 |
| <i>schoolout</i> | 1,78 | 1,98 |
| <i>car</i> | 1,51 | 1,49 |
| <i>atl</i> | 7,95 | 7,90 |
| <i>otherin</i> | 0,68 | 0,74 |
| <i>otherout</i> | 0,04 | 0,04 |
| <i>sportin</i> | 2,10 | 2,01 |
| <i>sportout</i> | 0,53 | 0,51 |
| Tempo total no interior | 94,89 | 93,28 |

De notar também que o tempo passado em espaços interiores é muito elevado, da ordem dos 95% no Inverno e 93% no Verão (Quadro 32). Estes valores estão de acordo com os perfis de actividade tempo das crianças, descritos pelo INE [INE, 2010], que identifica que a maior parte dos tempos livres das crianças é dispendido a ver televisão, logo em ambiente interior. De referir ainda que esta percentagem de tempo passada no interior pode ser característica particular destas crianças, asmáticas, já que houve 2 testemunhos de pais que indicaram especificamente que evitavam que os seus filhos brincassem no exterior, por esse facto propiciar brincadeiras mais activas e existir o receio do desencadear de episódios de pieira.

6.2.2 A exposição integral

O modelo doseAr foi aplicado aos quatro períodos das campanhas experimentais, de modo a determinar a exposição integral, de uma semana (5 dias úteis), das 51 crianças aos poluentes PM10, O₃, NO₂, BTEX e formaldeído. A exposição foi calculada de acordo com a Equação 4 (§ 5.2).

Os resultados da exposição integral, semanal, das crianças aos poluentes estudados, são apresentados na Figura 60. Estes valores são expressos nas unidades $\mu\text{g.m}^{-3}.\text{semana}$, que deve ser entendida como a concentração média de poluente existente nos MA frequentados pelas crianças durante uma semana.

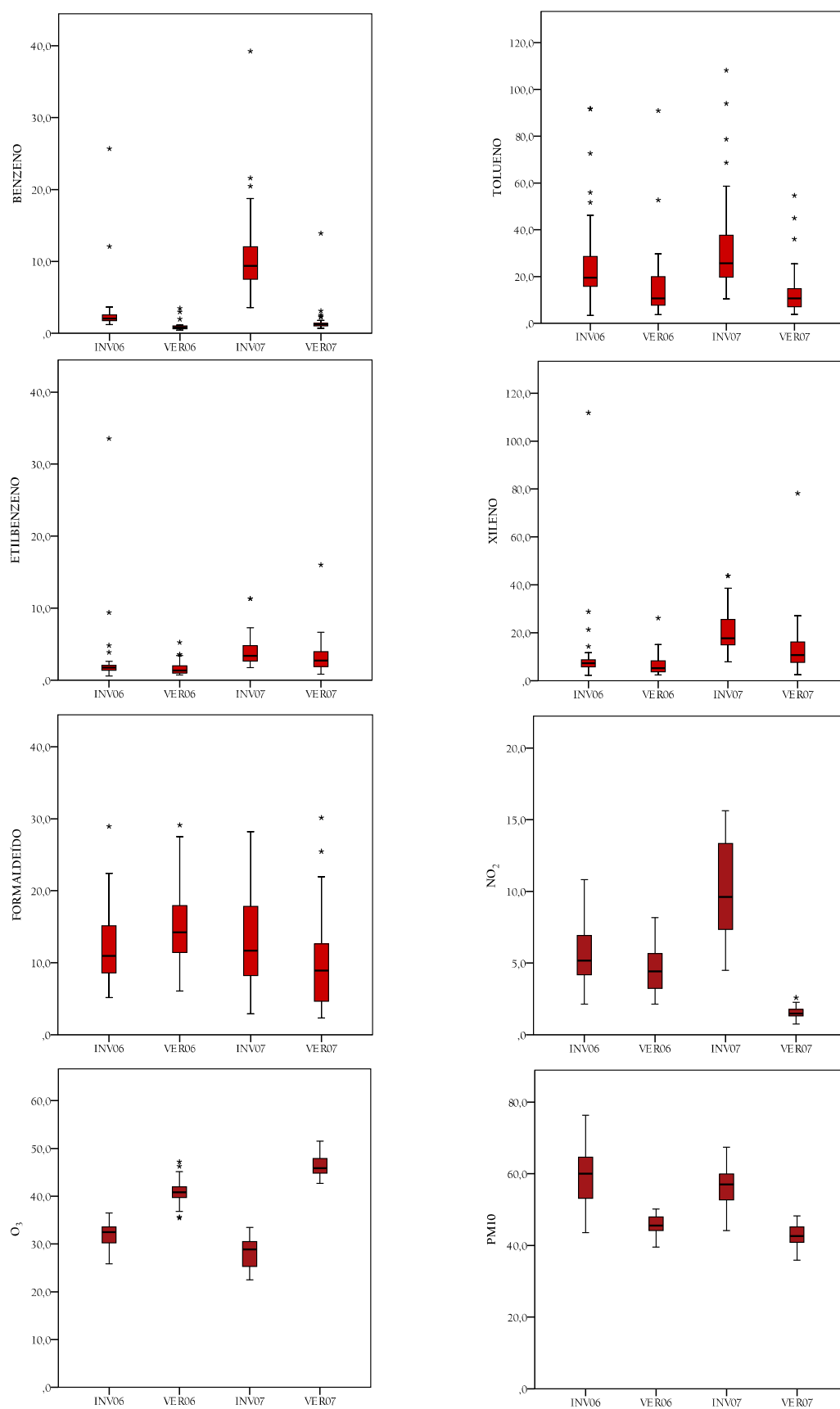


Figura 60. Valores mínimos, de percentil 25, 75 e máximos da exposição ($\mu\text{g.m}^{-3}.\text{semana}$), calculados para cada uma das campanhas. O símbolo * identifica os valores extremos.

A exposição semanal aos poluentes reflecte directamente as tendências, e mesmo ordens de grandeza das concentrações de poluentes no ar interior, pois as crianças dispõem mais de 90% do seu tempo nestes microambientes. Deste modo verifica-se que, para a maioria dos poluentes, a exposição é tendencialmente mais elevada no Inverno que no Verão, com excepção do formaldeído e etilbenzeno, que não apresentam sazonalidade clara, e do O₃, cuja tendência é oposta.

A análise dos gráficos da Figura 60 permite também retirar conclusões relativas à vantagem do cálculo da exposição integral, face à concentração. Como se verifica, a exposição calculada para cerca de 50 crianças, com perfis actividade/tempo muito similares, e a residir num raio de 8 km, apresenta uma dispersão significativa em volta de um valor médio, da ordem das dezenas ($\mu\text{g.m}^{-3}.\text{semana}$), atingindo diferenças de cerca de uma centena no caso do xileno e do tolueno. Conclui-se portanto, que a utilização de concentrações exteriores, a partir de um posto de medição fixo, como indicador da exposição, acarreta um erro muito significativo. Também a comparação com os valores de concentração medida no interior de cada habitação (Figura 40) mostra que existem diferenças importantes, nomeadamente no xileno e etilbenzeno.

Borrego *et al.* [2009] e Ferreira [2007] realizaram cálculos de exposição populacional integral de PM₁₀, NO₂ e O₃, para a população empregada com mais de 15 anos, com recurso a dados de modelação atmosférica, chegando a valores de exposição da mesma ordem de grandeza.

6.2.3 A dose inalada

A aplicação do modelo doseAr permitiu também calcular a dose inalada de PM₁₀, O₃, NO₂, BTEX e formaldeído, de cada uma das 51 crianças, para cada uma das campanhas experimentais, recorrendo à Equação 5 (§ 5.2). Os resultados da dose inalada média dos poluentes estudados, calculados pelo modelo doseAr, são apresentados na Figura 61. Estes resultados são expressos em $\mu\text{g.min}^{-1}.\text{semana}$, que deve ser entendida como a massa média de poluente inalada por minuto, pelas crianças, durante uma semana.

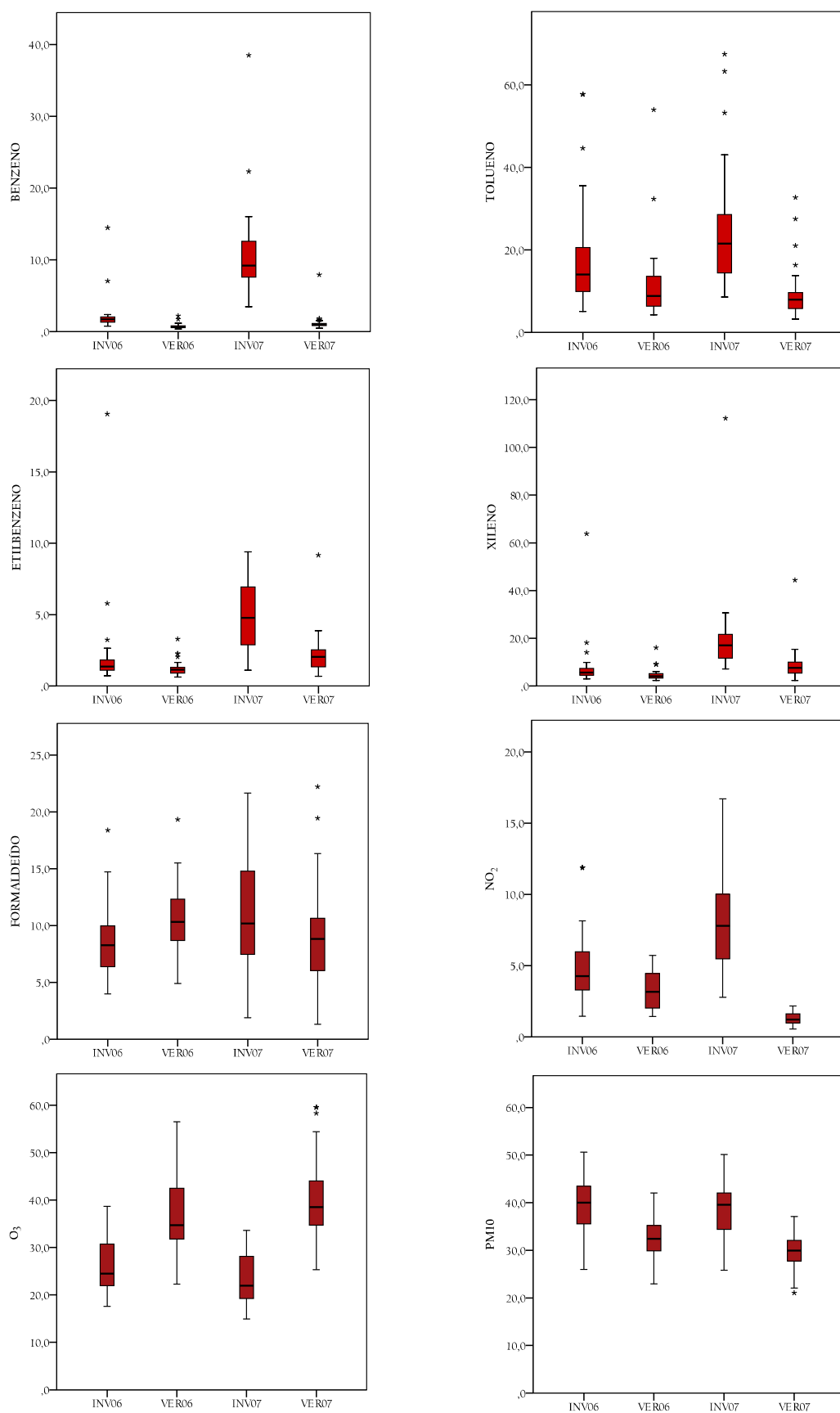


Figura 61. Valores mínimos, de percentil 25, 75 e máximos da dose inalada ($\mu\text{g}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{semana}$), calculados para cada uma das campanhas. O símbolo * identifica os valores extremos.

A variabilidade dos valores da dose inalada relacionam-se directamente com os valores da exposição, apresentando a mesma variação sazonal. No entanto, estes não são passíveis de comparação directa com a exposição e concentração, sendo difícil retirar, pela análise dos valores a vantagem do seu cálculo face ao cálculo da exposição integral. A vantagem da utilização de dose inalada em detrimento de uma concentração é a mesma que referida para a exposição. Na tentativa de melhor perceber a importância do cálculo deste parâmetro, foi realizado um estudo da contribuição de cada MA para a exposição e dose inalada de cada poluente, que é apresentado na secção que se segue.

6.2.4 A contribuição dos diferentes microambientes para a exposição e dose inalada

No Quadro 33 apresenta-se a contribuição, em percentagem do total, de cada microambiente para a exposição e dose inalada, para cada um dos poluentes analisados. Os valores apresentados correspondem à média e desvio-padrão dos valores calculados para as quatro campanhas.

Quadro 33. Contribuição (%) de cada MA para a exposição e dose inalada de cada um dos poluentes. B – benzeno; T – tolueno; E – etilbenzeno; X – xileno; F – formaldeído.

| | NO ₂ | O ₃ | PM10 | B | T | E | X | F |
|----------------------|-----------------|----------------|----------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|
| <i>Exposição (%)</i> | | | | | | | | |
| <i>homein</i> | 47,2 ±12,3 | 53,1±4,1 | 47,2±7,1 | 74,0±3,3 | 69,5±5,8 | 65,9±14,8 | 69,8±13,3 | 75,8±6,5 |
| <i>homeout</i> | 2,6±0,4 | 4,2±1,7 | 0,4±0,2 | 1,3±0,9 | 0,3±0,2 | 0,6±0,4 | 0,5±0,4 | 0,3±0,1 |
| <i>shoolin</i> | 28,6±7,3 | 23,7±1,7 | 33,8±5,6 | 10,7±2,7 | 18,2±4,8 | 16,9±11,2 | 16,6±10,7 | 9,9±4,2 |
| <i>schoolout</i> | 3,7±1,0 | 4,1±0,4 | 1,8±0,4 | 1,1±0,5 | 0,3±0,1 | 0,6±0,2 | 0,5±0,2 | 0,3±0,2 |
| <i>car</i> | 6,3±1,6 | 0,6±0,0 | 0,7±0,1 | 3,9±1,0 | 1,2±0,7 | 2,1±0,8 | 1,8±1,1 | 3,2±2,7 |
| <i>sportin</i> | 2,1±0,7 | 2,6±0,2 | 2,0±0,3 | 3,4±1,8 | 2,6±0,7 | 5,0±5,4 | 2,8±1,0 | 4,5±2,2 |
| <i>sportout</i> | 0,9±0,3 | 1,1±0,1 | 0,1±0,0 | 0,3±0,1 | 0,1±0,0 | 0,1±0,0 | 0,1±0,1 | 0,1±0,0 |
| <i>otherin</i> | 0,7±0,3 | 0,9±0,1 | 0,7±0,1 | 1,1±0,6 | 0,9±0,3 | 1,7±1,8 | 0,9±0,3 | 1,5±0,9 |
| <i>otherout</i> | 0,0±0,0 | 0,1±0,0 | 0,0±0,0 | 0,0±0,0 | 0,0±0,0 | 0,0±0,0 | 0,0±0,0 | 0,0±0,0 |
| <i>atl</i> | 7,3±1,9 | 9,7±0,4 | 13,3±2,2 | 4,2±1,1 | 6,9±2,3 | 7,2±4,6 | 7,0±4,8 | 4,4±2,1 |
| <i>Dose (%)</i> | | | | | | | | |
| <i>homein</i> | 33,2±10,7 | 34,6±4,4 | 38,3±4,8 | 53,8±4,8 | 55,2±3,5 | 47,2±16,2 | 54,2±8,7 | 54,3±7,0 |
| <i>homeout</i> | 9,0±2,0 | 12,6±4,6 | 1,7±0,8 | 4,4±3,2 | 1,3±0,8 | 2,1±1,6 | 1,7±1,3 | 1,0±0,4 |
| <i>shoolin</i> | 20,3±4,0 | 16,0±0,7 | 28,3±5,4 | 8,1±2,4 | 15,1±4,6 | 13,2±10,7 | 13,9±10,1 | 7,6±3,9 |
| <i>schoolout</i> | 6,5±1,7 | 6,2±0,4 | 3,5±0,6 | 2,0±0,8 | 0,6±0,2 | 1,0±0,4 | 0,8±0,4 | 0,6±0,3 |
| <i>car</i> | 4,3±1,1 | 0,4±0,0 | 0,5±0,1 | 3,0±0,9 | 1,0±0,5 | 1,4±0,2 | 1,5±0,8 | 2,4±1,9 |
| <i>sportin</i> | 15,2±3,1 | 16,2±0,6 | 15,0±1,8 | 22,8±9,5 | 19,8±4,3 | 27,6±20,5 | 20,6±6,2 | 29,0±11,2 |
| <i>sportout</i> | 6,1±1,4 | 6,6±0,2 | 1,0±0,3 | 1,9±0,8 | 0,6±0,2 | 0,9±0,4 | 0,8±0,3 | 0,6±0,3 |
| <i>otherin</i> | 0,3±0,3 | 0,6±0,0 | 0,5±0,1 | 0,8±0,4 | 0,7±0,2 | 1,0±0,8 | 0,7±0,2 | 1,1±0,5 |
| <i>otherout</i> | 0,1±0,1 | 0,1±0,0 | 0,0±0,0 | 0,0±0,0 | 0,0±0,0 | 0,0±0,0 | 0,0±0,0 | 0,0±0,0 |
| <i>atl</i> | 5,1±1,0 | 6,6±0,4 | 11,1±2,1 | 3,2±1,0 | 5,7±2,2 | 5,5±4,4 | 5,8±4,5 | 3,4±1,9 |

Pela análise do quadro Quadro 33 verifica-se que o MA *homein* se destaca de todos os outros pela sua contribuição elevada, quer para a exposição, quer para a dose inalada de

qualquer um dos poluentes, em particular dos COV, seguido do MA *schoolin*. No entanto, neste MA, a contribuição para a dose diminui, face à da exposição, uma vez que no MA *homein* a taxa de ventilação é muito baixa, resultado de uma baixa actividade física. Quando, por outro lado, se analisam MA onde a taxa de actividade física é elevada, verifica-se que a dose tem uma contribuição superior à da exposição, uma vez que o volume de ar respirado nestes ambientes é superior. Esta análise não permite, no entanto, analisar a contribuição de cada MA, independentemente do tempo passado nestes locais. Para estudar essas contribuições, independentes do tempo, foram definidos dois factores, que se denominaram factor exposição/tempo (ET) e factor dose inalada/tempo (DT). Estes factores são definidos pela divisão da fracção de exposição ou dose inalada, em cada microambiente, pela fracção de tempo dispendido nesse mesmo microambiente:

$$ET = \frac{e_i/e_T}{t_i/t_T} \quad \text{(Equação 14)}$$

Em que:

e_i é o valor da exposição no microambiente i ;

e_T é a exposição total;

t_i é o tempo dispendido no microambiente i ;

t_T tempo total.

$$DT = \frac{d_i/d_T}{t_i/t_T} \quad \text{(Equação 15)}$$

em que:

d_i é o valor da dose inalada no microambiente i ;

d_T é a dose inalada total;

t_i é o tempo dispendido no microambiente i ;

t_T tempo total.

Um ET que toma o valor da unidade indica que determinado microambiente contribui igualmente para a exposição a um determinado poluente e para a duração dessa exposição.

Na Figura 62 são apresentados os gráficos com os valores de ET e DT para as PM10, O₃ e NO₂. Os gráficos foram construídos com valores médios das quatro campanhas.

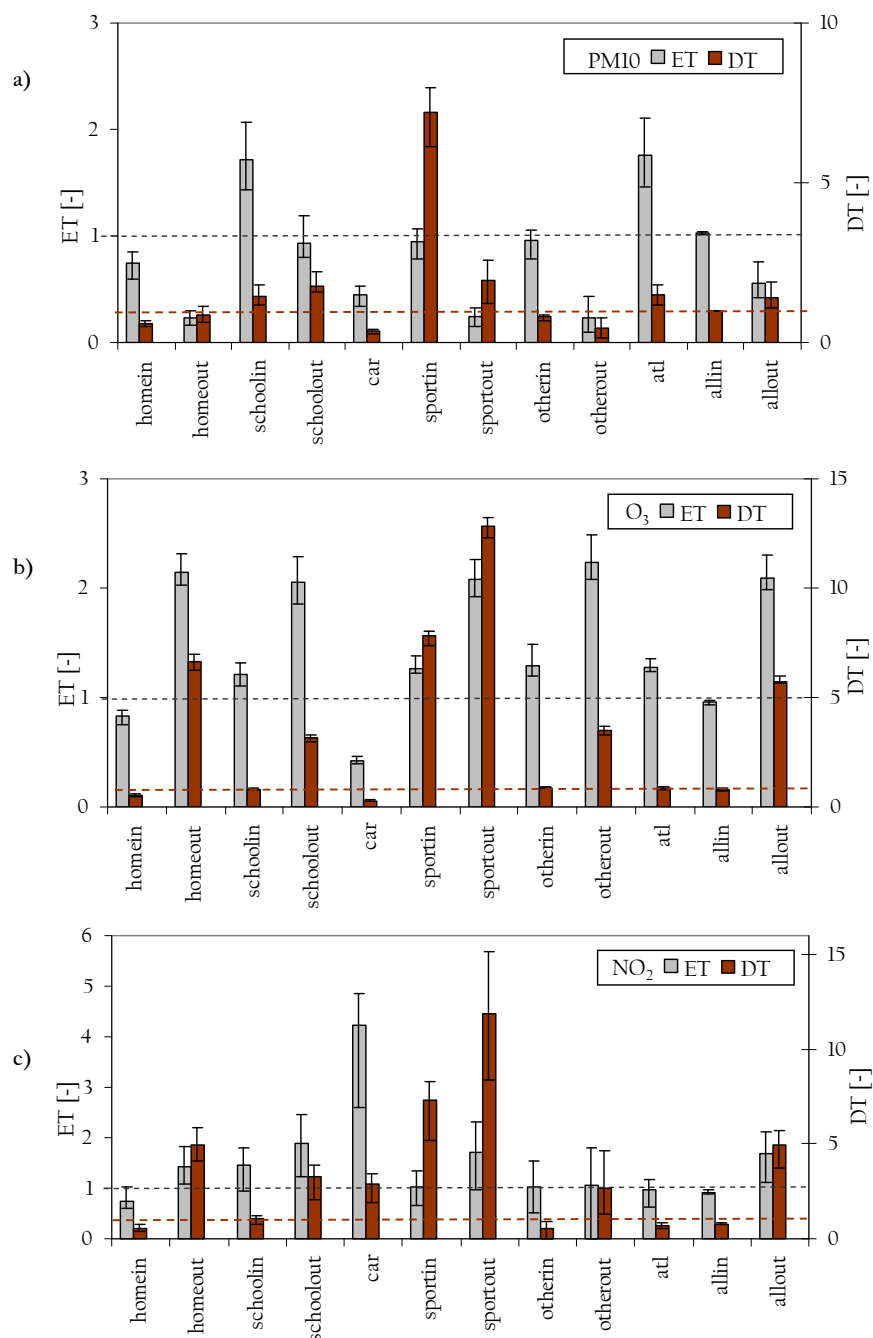


Figura 62. Factor ET e DT para as PM10 (a) O₃ (b) e NO₂. (c) A linha a tracejado cinza indica o valor de ET=1, enquanto a linha a tracejado grená indica o valor de DT=1. A preto estão as barras de erro que indicam os valores máximos e mínimos obtidos para cada factor.

No caso das PM10 os MA com maior contribuição relativa para a exposição são os ambientes escolares interiores (*schoolin* e *atl*), com valores de ET superiores a 1,7, o que corresponde a uma contribuição para a exposição 70% superior à contribuição para o tempo dispendido. Este resultado está em consonância com os valores de PM10 elevados medidos nas escolas. Em média, nos ambientes interiores (*allin*) a contribuição para a exposição é similar à contribuição para o tempo. Já os ambientes exteriores

(*allout*), em média, contribuem 50% menos para a exposição que para o tempo ($ET \approx 0,5$).

Na análise do factor DT destacam-se, por apresentar os valores mais elevados, os MA onde os níveis de actividade são superiores (*sportin*, *sportout* e *schoolout*), em particular o MA *sportin* por combinar concentrações elevadas com taxas ventilatórias elevadas. Os MA com menor contribuição relativa são *homein* ($DT \approx 0,6$), *car* ($DT \approx 0,4$) e *otherout* ($DT \approx 0,5$). Pode-se então concluir, que apesar dos MA escolares interiores (*schoolin* e *atl*) terem uma contribuição significativa para a exposição, em termos relativos, o tempo passado num MA *sportin* é mais prejudicial (entendendo-se que quanto mais poluente uma criança inala, pior é para a sua saúde).

Quando se analisa o factor ET para o O_3 (Figura 62 b) verifica-se que, ao contrário das PM_{10} , são os MA exteriores que apresentam um maior peso relativo para a exposição. A exposição nestes MA (*allout*) atinge uma contribuição 100% maior para a exposição do que para o tempo dispendido nos mesmos ($ET \approx 2$). Esta diferença revela o facto de os ambientes interiores terem concentrações de O_3 muito baixas. Relativamente ao factor DT observa-se, como seria de esperar, que os MA onde o nível de actividade é superior resultam em contribuições relativas mais elevadas. A contribuição dos ambientes exteriores (*allout*) para a dose inalada de O_3 é muito superior à sua contribuição para o tempo dispendido ($DT \approx 5,7$), enquanto que no caso dos MA interiores (*allin*) a contribuição para a dose é inferior em 30% à contribuição para o tempo dispendido ($DT \approx 0,7$).

A contribuição relativa do MA *car* é, no caso do NO_2 (Figura 62 c), a mais elevada com um $ET=4,2$. Na generalidade os ambientes exteriores apresentam uma contribuição relativa superior ($ET_{allout}=1,6$) à dos ambientes interiores que apresentam $ET_{allin}=0,9$. Esta diferença entre MA interiores e exteriores é ainda mais marcada no caso da dose com $DT_{allout}=5,0$ e $DT_{allin}=0,8$.

A Figura 63 apresenta os factores ET e DT calculados para o benzeno.

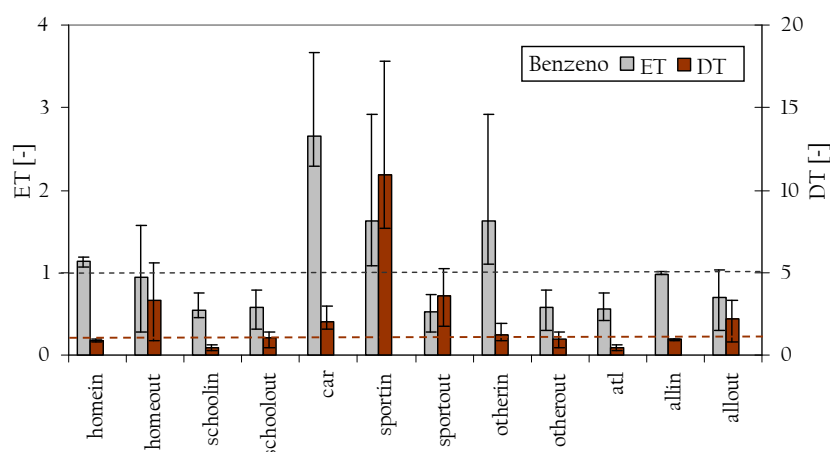


Figura 63. Factor ET e DT para o benzeno. A linha a tracejado cinza indica o valor de ET= 1, enquanto a linha a tracejado grená indica o valor de DT=1. A preto estão as barras de erro que indicam os valores máximos e mínimos obtidos para cada factor.

No estudo da contribuição relativa dos diferentes MA para a exposição a benzeno destaca-se a contribuição dos transportes ($ET_{car}=2,6$), por ser bastante mais elevada que a dos restantes MA. Os MA exteriores têm um factor $ET \approx 1$, enquanto a contribuição relativa dos ambientes interiores é menor com $ET=0,7$. No caso da dose inalada a situação inverte-se sendo os MA exteriores aqueles que apresentam maior contribuição relativa ($DT_{allout}=2,2$), enquanto os MA interiores apresentam $DT_{allin}=0,9$. Esta diferença é explicada pelos maiores níveis de actividade associados aos tempos passados em MA exteriores.

A Figura 64 ilustra os factores ET e DT calculados para o etilbenzeno.

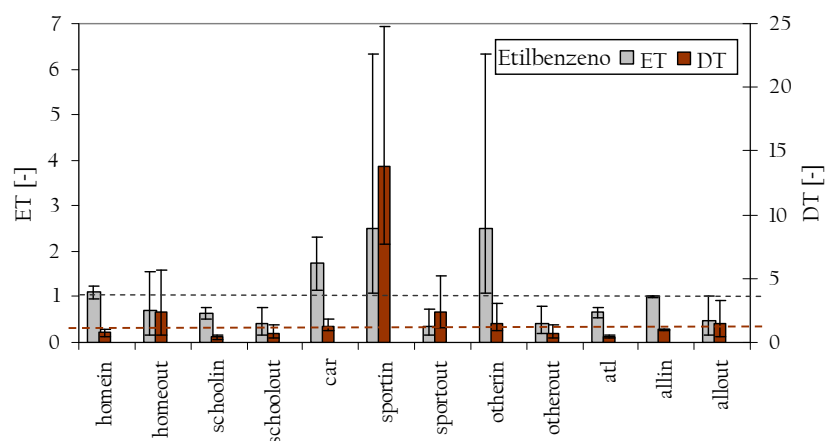


Figura 64. Factor ET e DT para o etilbenzeno. A linha a tracejado cinza indica o valor de ET= 1, enquanto a linha a tracejado grená indica o valor de DT=1. A preto estão as barras de erro que indicam os valores máximos e mínimos obtidos para cada factor.

Na exposição a etilbenzeno destacam-se pela sua elevada contribuição relativa os MA *sportin*, *otherin* ($ET=2,5$) e *car* ($ET=1,7$). Os microambientes interiores têm uma

contribuição semelhante à contribuição para o tempo (ET=1) e o MA exteriores uma menor contribuição relativa (ET=0,5). No que diz respeito à dose inalada, são os MA interiores os que apresentam maior contribuição relativa, destacando-se nestes o MA *sportin* (DT=13,7).

São apresentados na Figura 65 os factores ET e DT calculados para o formaldeído.

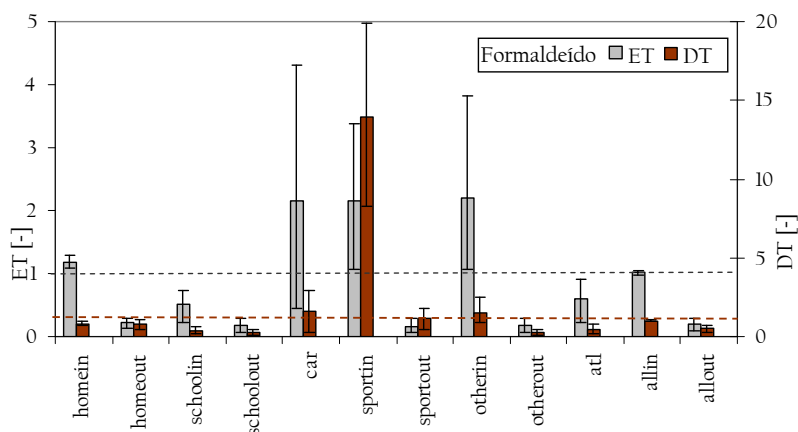


Figura 65. Factor ET e DT para o formaldeído. A linha a tracejado cinza indica o valor de ET=1, enquanto a linha a tracejado grená indica o valor de DT=1. A preto estão as barras de erro que indicam os valores máximos e mínimos obtidos para cada factor.

A contribuição relativa para a exposição a formaldeído é superior em ambientes interiores (ET=1) e no MA *car* (ET=2,1). Também na dose se destacam os ambientes interiores (DT_{allin}=1,0) e, dentro destes o MA *sportin* (DT=13,9).

A Figura 66 ilustra os factores ET e DT calculados para o tolueno.

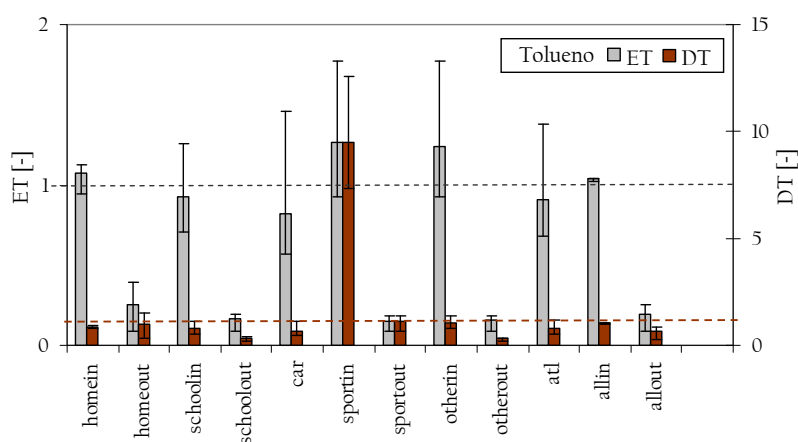


Figura 66. Factor ET e DT para o tolueno. A linha a tracejado cinza indica o valor de ET=1, enquanto a linha a tracejado grená indica o valor de DT=1. A preto estão as barras de erro que indicam os valores máximos e mínimos obtidos para cada factor.

A exposição a tolueno e ambientes interiores ($ET_{allin}=1,1$) tem um peso relativo maior do que a exposição em ambientes exteriores ($ET_{allout}=0,2$). A mesma tendência é apresentada na contribuição relativa para a dose inalada deste poluente.

A Figura 67 apresenta os factores ET e DT calculados para o xileno.

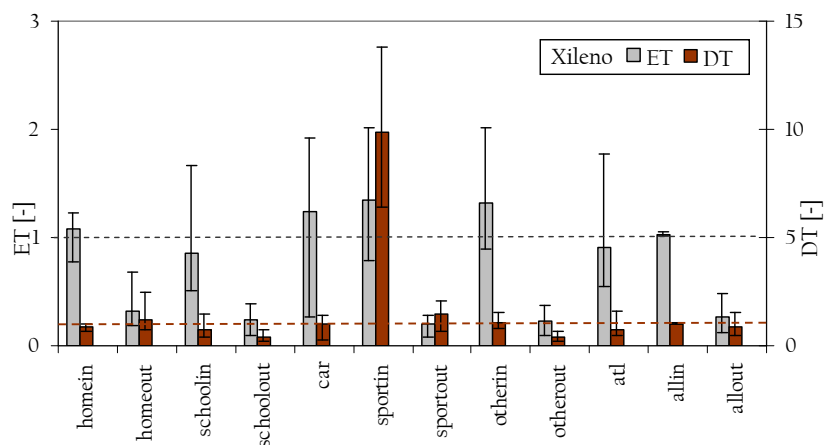


Figura 67. Factor ET e DT para o xileno. A linha a tracejado cinza indica o valor de $ET=1$, enquanto a linha a tracejado grená indica o valor de $DT=1$. A preto estão as barras de erro que indicam os valores máximos e mínimos obtidos para cada factor.

Na análise da contribuição relativa de cada MA para a exposição a xileno é clara a maior contribuição dos ambientes interiores ($ET_{allin}=1,0$) quando comparada com a contribuição dos ambientes exteriores ($ET_{allout}=0,3$). Na contribuição para a dose esta diferença esbate-se mantendo-se no entanto a maior contribuição dos ambientes interiores ($DT_{allin}=1,0$ e $DT_{allout}=0,8$).

6.3 Síntese

Neste capítulo apresentaram-se a aplicação e avaliação do sistema de modelos MM5/CHIMERE e doseAr ao caso de estudo. O modelo MM5 foi testado para várias configurações, revelando um desempenho de acordo com o esperado. O modelo CHIMERE, por sua vez, apresentou um desempenho abaixo da média, quando comparado com outros estudos, razão pela qual se aplicou uma técnica de correcção de resultados, já testada por vários autores, baseada no viés estatístico. Esta técnica possibilitou a melhoria significativa dos resultados de qualidade do ar obtidos. O modelo doseAr foi adaptado ao cálculo dos poluentes BTEX e formaldeído, e a sua aplicação permitiu o cálculo da exposição integral e dose inalada dos poluentes PM10, O₃, NO₂, BTEX e formaldeído, para cada uma das 51 crianças, e para cada campanha.

Os perfis actividade/tempo construídos permitem verificar que as crianças do estudo passam mais de 90% do seu tempo, durante a semana, em espaços interiores.

Da análise dos factores ET e DT retira-se a importância relativa da exposição e dose inalada para cada poluente, em cada MA, face ao tempo dispendido nesse espaço. Verifica-se, por exemplo, que apesar do tempo dispendido no MA *homein*, e do seu peso para a exposição, em particular nos poluentes que atingem valores elevados no ar interior, a sua contribuição para a dose inalada perde relevância, uma vez que grande parte do tempo passado neste MA é relativo às horas de sono e, consequentemente, a uma taxa de actividade física muito baixa, com baixa taxa ventilatória. Nesta perspectiva, ganham importância os MA (interiores e exteriores) onde as crianças realizam actividade física, com factores ET e DT sempre muito elevados. Esta análise permitiu distinguir claramente os conceitos e os valores da exposição e da dose inalada, permitindo identificar os MA onde o risco é potencialmente mais elevado.

No capítulo seguinte será apresentada a análise estatística realizada na tentativa de esclarecer a relação entre variáveis médicas, relativas à gravidade da asma nas crianças e a exposição e dose inalada de cada poluente.

CAPÍTULO 7

7 A poluição atmosférica agrava a asma nas crianças?

Na tentativa de perceber o efeito da qualidade do ar na saúde foram realizadas várias análises estatísticas utilizando variáveis médicas, ambientais e de caracterização geral das crianças que foram alvo de estudo.

7.1 Análise estatística

As variáveis médicas escolhidas foram: parâmetros espirométricos (FEV1, DFEV1, FVC, FEV1/FVC), variabilidade diária e semanal do *peak expiratory flow* (DdiurnaPEF, DsemanalPEF), óxido nítrico no ar exalado (FENO), pH no condensado brônquico, apresentado como pH (medição do pH na amostra imediatamente após descongelamento), e pH10 (pH medido após extracção de CO₂, através do borbulhar com argon durante 10 minutos). A cotinina urinária não foi incluída como variável, uma vez que os resultados indicaram que nenhuma das crianças está exposta ao fumo de tabaco.

As variáveis ambientais utilizadas no estudo foram a exposição e dose inalada de cada um dos poluentes, assim como as concentrações medidas no interior dos quartos das crianças: exposição e dose inalada de PM10 (expPM, dosePM), ozono (expO3, doseO3),

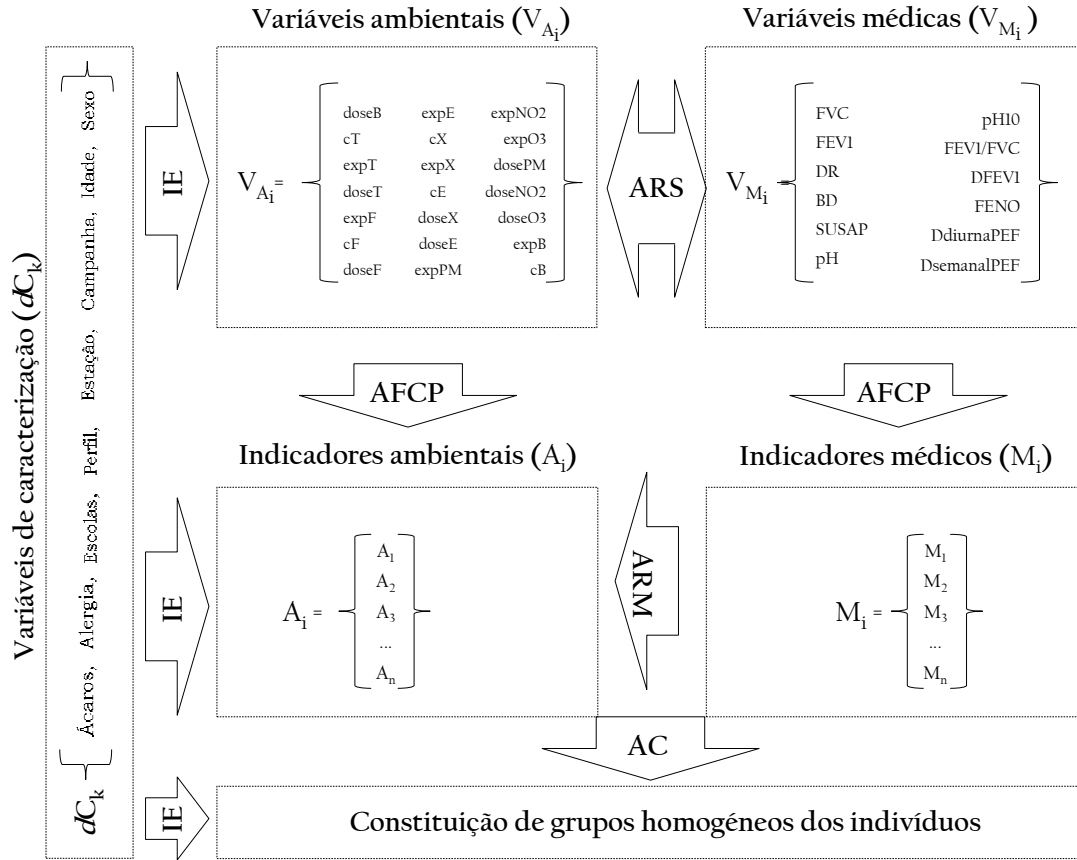
dióxido de azoto (expNO₂, doseNO₂), e exposição, dose inalada e concentração no quarto da criança de: benzeno (expB, doseB, cB), tolueno (expT, doseT, cT), etilbenzeno (expE, doseE, cE), xileno (expX, doseX, cX), formaldeído (expF, doseF, cF). Incluem-se estes três indicadores (concentração, exposição e dose) na tentativa de compreender se algum deles se relaciona melhor com os resultados das análises de saúde.

As variáveis de caracterização geral dividem-se em duas categorias: aquelas que descrevem os indivíduos, tais como as variáveis sexo, idade, escola, perfil, alergia, e infestação por ácaros; e aquelas que caracterizam o contexto da recolha da informação médica e ambiental, traduzidas pelas variáveis campanha e estação.

A análise estatística, apresentada neste capítulo, tem cinco objectivos fundamentais:

- i) analisar e perceber níveis de associação que possam existir entre as variáveis médicas e as ambientais, utilizando para o efeito análises de correlação simples (§ 7.1.1);
- ii) transformar os dados iniciais num conjunto de indicadores independentes para que possam ser usados nos testes estatísticos elaborados posteriormente. Pretende-se, nesta análise, obter informação reduzida, na sua dimensionalidade, não redundante e hierarquizada recorrendo à análise factorial de componentes principais (§ 7.1.2);
- iii) perceber as associações entre os indicadores resultantes da análise factorial de componentes principais. Estas análises de dependência são avaliadas com o recurso a testes paramétricos (comparação de médias, Anova e Qui-quadrado) e não paramétricos (*Man-Whitney*, *Wilconxon*, *Kruskal-Wallis*) (§ 7.1.3);
- iv) construir modelos explicativos dos indicadores médicos, de modo a compreender qual o contributo explicativo dos indicadores ambientais nos níveis dos indicadores de saúde dos indivíduos analisados. Estes modelos são definidos através de técnicas de regressão múltipla (§ 7.1.4);
- v) agrupar os indivíduos em conjuntos homogéneos, que resultam das características médicas e ambientais dos casos observados. A elaboração desta taxonomia é feita com recurso a uma análise de *clusters* (§ 7.1.5).

O tratamento estatístico foi realizado com o software *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS). O esquema apresentado na Figura 68 sistematiza, de forma agregada, as análises estatísticas realizadas.



Análise Bivariada

$$\text{ARS (Análise de Correlação Simples)} \rightarrow (r_{V_{M_i}, V_{A_i}}) (r_{V_{A_i}, V_{A_j}}) (r_{V_{M_i}, V_{M_j}})$$

$$\text{IE (Inferência Estatística)} \rightarrow \text{teste } (t) \text{ teste } (F) \text{ teste } (\chi^2)$$

Análise Multivariada

$$\text{AFPC (Análise Factorial de Componentes Principais)} \rightarrow (M_i = \delta_{i1}V_{M_1} + \delta_{i2}V_{M_2} + \dots + \delta_{ip}V_{M_p})$$

$$\text{ARM (Análise de Correlação Múltipla)} \rightarrow (M_i = \alpha_0 + \beta_j A_{ji} + \beta_k dC_{ki} + \varepsilon)$$

$$\text{AC (Análise de Clusters)} \rightarrow \text{distância euclidiana} \left(d(n_i, n_j) = \left[\sum_{i=1}^p (x_i(n_i) - x_i(n_j))^2 \right]^{1/2} \right)$$

Figura 68. Representação esquemática das análises estatísticas realizadas.

No Quadro 34 são enumeradas as variáveis consideradas na análise, bem como as principais estatísticas descritivas da amostra estudada. As variáveis seleccionadas são relativas a 204 observações, correspondentes a 51 crianças, durante as quatro campanhas experimentais.

Quadro 34. Estatísticas descritivas (média, desvio-padrão, mínimo e máximo) das variáveis iniciais (médicas, ambientais e de caracterização).

| | Tipo de variável | Casos | Média | Desvio padrão | Min. | Máx. |
|--|------------------|-------|-------|---------------|------|-------|
| Variáveis de Caracterização | | | | | | |
| Campanha (1, 2, 3, 4) | N | 204 | - | - | - | - |
| Estação (I; V) | N | 204 | - | - | - | - |
| Sexo (F; M) | N | 204 | - | - | - | - |
| Idade | E | 204 | 8,1 | 1,3 | 6 | 12 |
| Perfil (U; S) | N | 204 | - | - | - | - |
| Escolas (EU1, EU2, ES1, ES2) | N | 204 | - | - | - | - |
| Alergia(P;N) | N | 204 | - | - | - | - |
| Ácaros (SI; IL;IM;IF) | N | 131 | - | - | - | - |
| Variáveis Médicas | | | | | | |
| FVC (%) | E | 202 | 113,5 | 15,3 | 61 | 163 |
| FEV1 (%) | E | 202 | 98,0 | 15,7 | 54 | 149 |
| FEV1/FVC (%) | E | 202 | 79,0 | 7,4 | 55 | 100 |
| DfEV1 | E | 200 | 8,6 | 7,4 | -9 | 48 |
| FENO | E | 203 | 22,1 | 17,5 | 3,0 | 111,0 |
| pH | E | 203 | 6,5 | 0,5 | 3,2 | 7,4 |
| pH10 | E | 204 | 7,9 | 0,7 | 4,8 | 8,7 |
| DR (P;N) | N | 201 | - | - | - | - |
| SUSAP (P;N) | N | 200 | - | - | - | - |
| BD (P;N) | N | 202 | - | - | - | - |
| DdiurnaPEF | E | 104 | 9,9 | 8,1 | 0,0 | 40,0 |
| DsemanalPEF | E | 131 | 9,6 | 4,3 | 3,0 | 25,8 |
| Variáveis Ambientais | | | | | | |
| expPM ($\mu\text{g.m}^{-3}.\text{semana}$) | E | 192 | 51,0 | 8,9 | 35,9 | 76,4 |
| expO3 ($\mu\text{g.m}^{-3}.\text{semana}$) | E | 192 | 36,8 | 7,6 | 22,5 | 51,5 |
| expNO2 ($\mu\text{g.m}^{-3}.\text{semana}$) | E | 192 | 5,4 | 3,7 | 0,8 | 15,6 |
| expB ($\mu\text{g.m}^{-3}.\text{semana}$) | E | 173 | 4,2 | 5,5 | 0,5 | 39,2 |
| expT ($\mu\text{g.m}^{-3}.\text{semana}$) | E | 173 | 22,1 | 19,6 | 3,3 | 108,2 |
| expE ($\mu\text{g.m}^{-3}.\text{semana}$) | E | 173 | 2,9 | 3,1 | 0,6 | 33,5 |
| expX ($\mu\text{g.m}^{-3}.\text{semana}$) | E | 173 | 12,7 | 12,2 | 2,2 | 111,8 |
| expF ($\mu\text{g.m}^{-3}.\text{semana}$) | E | 173 | 12,6 | 6,0 | 2,3 | 30,2 |
| dosePM ($\mu\text{g.min}^{-1}.\text{semana}$) | E | 192 | 35,1 | 6,6 | 21,1 | 50,6 |
| doseO3 ($\mu\text{g.min}^{-1}.\text{semana}$) | E | 192 | 31,7 | 10,1 | 14,9 | 59,6 |
| doseNO2 ($\mu\text{g.min}^{-1}.\text{semana}$) | E | 192 | 4,4 | 3,3 | 0,6 | 16,7 |
| doseB ($\mu\text{g.min}^{-1}.\text{semana}$) | E | 174 | 3,7 | 5,1 | 0,4 | 38,5 |
| doseT ($\mu\text{g.min}^{-1}.\text{semana}$) | E | 174 | 15,7 | 12,5 | 3,2 | 67,5 |
| doseE ($\mu\text{g.min}^{-1}.\text{semana}$) | E | 174 | 2,5 | 2,4 | 0,6 | 19,1 |
| doseX ($\mu\text{g.min}^{-1}.\text{semana}$) | E | 174 | 9,9 | 11,0 | 2,3 | 112,3 |
| doseF ($\mu\text{g.min}^{-1}.\text{semana}$) | E | 173 | 9,8 | 4,0 | 1,3 | 22,2 |
| cB ($\mu\text{g.m}^{-3}$) | E | 174 | 4,6 | 6,9 | 0,4 | 50,0 |
| cT ($\mu\text{g.m}^{-3}$) | E | 174 | 24,0 | 27,5 | 2,0 | 161,0 |
| cE ($\mu\text{g.m}^{-3}$) | E | 174 | 4,5 | 20,9 | 0,4 | 271,0 |

| | Tipo de variável | Casos | Média | Desvio padrão | Min. | Máx. |
|-----------------------------|------------------|-------|-------|---------------|------|-------|
| cX ($\mu\text{g.m}^{-3}$) | E | 174 | 13,8 | 19,3 | 1,1 | 182,6 |
| cF ($\mu\text{g.m}^{-3}$) | E | 173 | 15,1 | 9,0 | 1,5 | 39,4 |

N – variável nominal; E – variável escalar. Estação: I – Inverno, V – Verão. Sexo: F – feminino, M – masculino. Perfil: U – urbano, S – suburbano. Alergia, DR, SUSAP, BD : P – positivo, N – negativo. Ácaros: SI – sem infestação, IL – infestação leve, IM – infestação média, IF – infestação forte.

Como se pode verificar no Quadro 34, 45,1% das crianças são do sexo feminino e 54,9% do sexo masculino. Da ES2 são 17,6%, da ES1 37,3%; da EU2 25,5%; e da EU1 19,6% crianças, e têm uma idade média de 8,1 anos, ao longo das quatro campanhas.

7.1.1 Associação entre variáveis médicas e ambientais

Com o objectivo de perceber o nível e as lógicas de associação entre as variáveis médicas e ambientais, procedeu-se a uma análise de correlação simples, através do cálculo do coeficiente de correlação de Pearson (r). Esta análise foi realizada, quer para a amostra na totalidade, quer para a amostra dividida pela variável de caracterização alergia, uma vez que se sabe que a asma, não sendo uma doença bem definida, pode ter mecanismos diferentes para estes dois grupos de doentes.

A correlação é uma medida adimensional da associação entre duas variáveis, de natureza escalar, dada pela Equação 11 (apresentada na § 6.1.2) e que se reproduz aqui:

$$r_{x,y} = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{(\sum (x_i - \bar{x})^2)(\sum (y_i - \bar{y})^2)}} \quad (\text{Equação 11})$$

em que:

$r_{x,y}$ é o coeficiente de correlação de Pearson entre duas variáveis (x e y);

\bar{x} e \bar{y} são as médias amostrais das variáveis x e y , respectivamente.

O coeficiente de correlação de Pearson varia entre -1 (correlação negativa perfeita ou inversa, i.e., quando uma das variáveis aumenta a outra diminui) e 1 (correlação positiva perfeita, ambas aumentam ou diminuem simultaneamente). O valor 0 significa que não há relação entre as variáveis x e y . Assim, quanto mais próximo estiver de 1 ou -1, mais forte é a associação entre as duas variáveis. Por convenção um $r < 0,2$ indica uma associação muito baixa; entre 0,2 e 0,39 baixa; entre 0,4 e 0,69 moderada; entre 0,7 e 0,89 alta; e entre 0,9 e 1 uma associação muito alta [Pestana & Gageiro, 2003].

Do Quadro 35 ao Quadro 37, apresentam-se os valores dos coeficientes de correlação, o seu nível de significância¹ e o número de observações considerado (n). O Quadro 35 contém os valores de r calculados para a amostra na totalidade. São apenas apresentados os resultados com nível de significância inferior a 10% (1%, 5% e 10%).

Quadro 35. Resultados das correlações entre as variáveis médicas e ambientais para toda a amostra. A vermelho estão identificados os valores de r que indicam uma associação entre menor gravidade de doença e maior exposição a poluentes.

| | | DfEVI | FENO | pH | pHI0 | DdiurnaPEF | DsemanalPEF |
|-----------------|---------|---------|--------|----------|----------|------------|-------------|
| Benzeno | cB | - | - | - | -0,212** | - | - |
| | n | - | - | - | 157 | - | - |
| | expB | - | - | - | -0,196* | - | - |
| | n | - | - | - | 157 | - | - |
| | doseB | - | - | - | -0,273** | - | - |
| | n | - | - | - | 159 | - | - |
| Tolueno | cT | 0,173* | 0,163* | -0,217** | -0,208** | - | 0,197* |
| | n | 156 | 155 | 155 | 154 | - | 104 |
| | expT | - | - | -0,170* | - | - | - |
| | n | - | - | 156 | - | - | - |
| Etilbenzeno | cE | - | - | -0,162* | -0,199* | - | - |
| | n | - | - | 164 | 163 | - | - |
| | expE | 0,223** | - | - | -0,195* | - | - |
| | N | 160 | - | - | 159 | - | - |
| | doseE | 0,187* | - | - | -0,248** | - | - |
| | N | 154 | - | - | 154 | - | - |
| Xileno | cX | 0,180* | - | - | -0,164* | - | - |
| | n | 160 | - | - | 159 | - | - |
| | expX | 0,257** | - | - | -0,210** | - | - |
| | n | 160 | - | - | 159 | - | - |
| | doseX | 0,206** | - | -0,162* | -0,267** | - | - |
| | n | 163 | - | 163 | 162 | - | - |
| PM10 | expPM | - | - | - | 0,153* | - | - |
| | n | - | - | - | 175 | - | - |
| | dosePM | - | - | - | 0,197** | - | - |
| | n | - | - | - | 173 | - | - |
| O ₃ | expO3 | - | - | - | - | -0,226* | - |
| | n | - | - | - | - | 93 | - |
| NO ₂ | expNO2 | - | - | - | - | 0,274* | - |
| | n | - | - | - | - | 84 | - |
| | doseNO2 | - | - | - | - | 0,306** | - |
| | n | - | - | - | - | 86 | - |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

É possível identificar no Quadro 35 associações estatisticamente significativas entre as variáveis médicas e ambientais. A grande maioria (24 em 27) indica uma associação entre o aumento da poluição atmosférica e um agravamento da asma nas crianças. Na

¹ O nível de significância é uma medida da probabilidade de erro ao extrapolar o resultado da amostra para a população da qual a amostra foi retirada.

generalidade as associações são fracas, variando entre 0,153 e 0,306. A variável médica com a qual se encontrou o maior número de correlações foi o pH10, que é indicador de inflamação das vias respiratórias. O coeficiente de correlação mais elevado, e estatisticamente significativo a 5%, foi entre a variação diurna do PEF (DdiurnaPEF) e a dose inalada de NO₂, com $r = 0,306$, significando que cerca de 9% (r^2) da DdiurnaPEF é explicada pela variação da doseNO₂. Apenas foram encontradas associações no sentido contrário ao esperado, ou seja, indicadoras de que um aumento da poluição resulta numa melhoria da saúde, entre as variáveis relativas às PM10 com o pH10 e a exposição de O₃ e a DdiurnaPEF. Estas correlações poderão ser explicadas, entre outros factores, devido à sua correlação negativa com outros poluentes. Refira-se que estas duas variáveis ambientais estão negativamente correlacionadas uma com a outra ($r = -0,78$) podendo justificar assim estes resultados. Em particular, as variáveis relativas ao O₃ estão correlacionadas negativamente com variáveis relativas a todos os poluentes, e com maior expressão com as PM, NO₂ e benzeno. Quando se analisam os diferentes indicadores de poluição utilizados (concentração, exposição e dose inalada), verifica-se que não há nenhum que claramente se destaque do outro, revelando-se mais interessante para este tipo de estudos.

No Quadro 36 apresentam-se as correlações entre variáveis médicas e ambientais nas crianças alérgicas.

Quadro 36. Correlações entre as variáveis médicas e ambientais para os alérgicos. A vermelho estão identificadas as correlações que indicam uma associação entre menor gravidade de doença e maior exposição a poluentes.

| | | DfEVI | FENO | pH10 | DdiurnaPEF | DsemanalPEF |
|-----------------|---------|---------|---------|----------|------------|-------------|
| Benzeno | cB | - | - | -0,265* | - | - |
| | n | - | - | 93 | - | - |
| | expB | - | - | -0,260* | - | - |
| Tolu. | n | - | - | 93 | - | - |
| | doseB | - | - | -0,255* | - | - |
| | n | - | - | 94 | - | - |
| Etilbenzeno | cT | 0,230* | 0,295** | - | - | - |
| | n | 90 | 93 | - | - | - |
| | expE | 0,275** | 0,298** | - | - | - |
| Xileno | n | 94 | 98 | - | - | - |
| | doseE | 0,214* | 0,236* | -0,238* | - | -0,283* |
| | n | 89 | 93 | 89 | - | 51 |
| For. | cX | 0,222* | - | -0,281** | - | - |
| | n | 94 | - | 94 | - | - |
| | expX | 0,260* | 0,267** | -0,272** | - | - |
| O ₃ | n | 94 | 98 | 94 | - | - |
| | doseX | 0,207* | 0,257* | -0,233* | - | - |
| | n | 95 | 99 | 95 | - | - |
| NO ₂ | doseF | - | 0,287** | - | - | - |
| | n | - | 99 | - | - | - |
| | expO3 | - | - | - | -0,330* | - |
| | n | - | - | - | 99 | - |
| | doseO3 | - | - | - | -0,405** | - |
| | n | - | - | - | 99 | - |
| | expNO2 | - | - | - | 0,309* | - |
| | n | - | - | - | 49 | - |
| | doseNO2 | - | - | - | 0,351* | - |
| | n | - | - | - | 49 | - |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

Pela análise das correlações para a amostra das observações das crianças alérgicas (Quadro 36) retiram-se conclusões similares às do total da amostra, *i.e.*, a maioria das associações significativas (21 em 24) aponta para o agravamento da doença com o aumento da poluição. Os indicadores médicos para os quais se identificou uma correlação significativa, foram idênticos aos do total da amostra, com o coeficiente de correlação mais elevado o encontrado entre a doseNO₂ e a variação diurna do PEF, com o valor de r=0,351. Foram encontradas associações com um sentido não esperado entre a DdiurnaPEF e a exposição e dose de O₃, assim como, entre a DsemanalPEF e a dose de etilbenzeno. Mais uma vez, estas correlações podem ser explicadas através da correlação negativa destes poluentes com outros analisados, ou mesmo pelo facto de

baixos níveis de concentração de O₃ e etilbenzeno serem resultantes da reacção de formação de um terceiro poluente, não monitorizado, mas com efeitos sobre a asma. A variável médica com a qual se encontram mais associações significativas é o pH10.

No Quadro 37 apresentam-se as correlações entre variáveis médicas e ambientais nas crianças não alérgicas.

Quadro 37. Correlações entre as variáveis médicas e ambientais para os não alérgicos. A vermelho estão identificadas as correlações que indicam uma associação entre menor gravidade de doença e maior exposição a poluentes.

| | | FVC | FEV | FEV1/FVC | DFEV1 | FENO | pH | pH10 | DdiurnaPEF |
|-------------|--------|----------|----------|----------|--------|---------|----------|----------|------------|
| Ben. | doseB | - | - | - | - | - | - | -0,299* | - |
| | n | - | - | - | - | - | - | 65 | - |
| Tolueno | cT | - | - | - | - | - | -0,249* | - | - |
| | n | - | - | - | - | - | 68 | - | - |
| | expT | - | - | - | - | -0,283* | - | - | - |
| | n | - | - | - | - | 62 | - | - | - |
| Etil. | doseE | - | - | - | - | - | - | -0,248* | - |
| | n | - | - | - | - | - | - | 65 | - |
| Xileno | expX | - | - | - | 0,251* | - | - | - | - |
| | n | - | - | - | 66 | - | - | - | - |
| | doseX | - | - | - | - | - | -0,310** | -0,304* | - |
| | n | - | - | - | - | - | 70 | 67 | - |
| Formaldeído | cF | -0,408** | -0,418** | - | - | - | - | - | - |
| | n | 62 | 61 | - | - | - | - | - | - |
| | expF | -0,293* | -0,345** | - | - | - | - | - | - |
| | n | 62 | 61 | - | - | - | - | - | - |
| | doseF | - | - | - | - | - | - | -0,327** | - |
| | n | - | - | - | - | - | - | 62 | - |
| PM10 | expPM | - | - | 0,247* | - | - | - | - | - |
| | n | - | - | 67 | - | - | - | - | - |
| | dosePM | - | - | - | - | - | - | 0,236* | 0,320* |
| | n | - | - | - | - | - | - | 74 | 38 |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

A análise das correlações para a amostra das observações das crianças não alérgicas (Quadro 37) mostra, mais uma vez, na sua maioria (12 em 15), associações significativas em que o aumento da poluição está positivamente correlacionado com o agravamento da doença. Nesta situação em concreto, foram identificadas correlações com indicadores médicos que ainda não tinham sido correlacionados, como o FVC, o FEV1/FVC e o FEV1, este último apresenta a correlação mais elevada com a cF ($r=-0,418$), significando que 17% da variação do FEV é explicada pela variação da concentração de formaldeído. Mais uma vez, foi com o pH10 que se encontrou o maior número de associações.

Em síntese, e analisando em conjunto os resultados dos Quadros 34, 35 e 36, pode afirmar-se que existem associações significativas entre as variáveis médicas e ambientais analisadas. Estas associações indicam que a maior poluição atmosférica está associada a maior gravidade da doença. Este tipo de testes não permite retirar conclusões relativas à causalidade, no entanto, da análise do fenómeno é óbvio concluir que a relação causa efeito só pode existir num sentido. A análise permite também concluir que, quando se calculam as correlações separando a amostra entre crianças alérgicas e não alérgicas, a intensidade das associações entre variáveis aumenta, em particular para os não alérgicos. Esta conclusão leva a crer que as crianças alérgicas e não alérgicas reagem de modo distinto à exposição à poluição atmosférica. Na generalidade são encontradas associações com todos os poluentes. Já no que diz respeito às variáveis médicas isso não se verifica. A variável médica para a qual se encontram mais associações é o pH10.

7.1.2 Construção de indicadores médicos e ambientais

Procura-se, neste ponto, agrupar as variáveis (médicas e ambientais) na tentativa de reduzir a dimensão da amostra, com perdas mínimas de informação inicial, construindo, deste modo, indicadores que agregam conjuntos de variáveis. Com este propósito foi realizada uma análise factorial de componentes principais (AFCP). O objectivo da aplicação desta técnica foi a sistematização da informação, de modo a serem desenvolvidos modelos que permitissem explicar os fenómenos médicos (indicadores resultantes das variáveis que traduzem o estado clínico dos indivíduos objecto de estudo) a partir das dimensões ambientais.

A AFCP, para além de reduzir significativamente o número de variáveis iniciais, evita a multicolineariedade entre variáveis no modelo de correlação múltipla, uma vez que os factores são independentes entre si.

No decorrer desta análise são construídos factores (componentes principais) que resultam da combinação linear das variáveis iniciais. Procura-se identificar as dimensões fundamentais (as componentes principais) que podem estar subjacentes ao fenómeno em análise, obtendo-se informação mais estruturada, mais facilmente interpretável e não redundante. A AFCP é, habitualmente, precedida por um conjunto de testes que permitem validar as variáveis iniciais para a aplicação desta técnica multivariada [Hair *et al.*, 2009]: análise da normalidade, simetria e *outliers* das variáveis,

teste de *Bartlett e Kaiser-Meyer-Olkin*, comunalidades, matrizes de correlação e anti-imagem.

Uma vez que não se pretende desenvolver esta análise de forma exaustiva são aplicados apenas os teste globais de validação da AFCP: *Bartlett e Kaiser-Meyer-Olkin*. O teste *Kaiser-Meyer-Olkin* (KMO) permite comparar as correlações simples com as parciais, observadas entre as variáveis. Um valor de KMO próximo de 1 sugere coeficientes de correlação parciais baixos e portanto é viável fazer-se a AFCP [Pestana & Gageiro, 2003]. O teste de esfericidade de *Bartlett* verifica a hipótese da matriz das correlações ser a matriz identidade (e não haver, deste modo, correlações entre as variáveis).

7.1.2.1 Indicadores médicos

Os resultados da aplicação dos testes de *Bartlett* e KMO relativos aos indicadores médicos são apresentados no Quadro 38.

Quadro 38. Resultado dos testes de *Bartlett e Kaiser-Meyer-Olkin* para os indicadores médicos.

| | | |
|------------------------------------|------------------------|----------|
| Teste de <i>Kaiser-Meyer-Olkin</i> | | 0,501 |
| Teste de <i>Bartlett</i> | Qui-quadrado | 555,963 |
| | Graus de liberdade | 66 |
| | Nível de significância | 0,000*** |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

O resultado do teste de *Bartlett* tem um nível de significância inferior a 1%, o que permite rejeitar a hipótese da matriz de correlações ser a matriz identidade. Quanto ao teste de KMO, conforme se pode observar no Quadro 38, resultou num valor de 0,501. De acordo com os resultados destes testes é viável a aplicação da AFCP às variáveis médicas.

Procedeu-se de seguida a dois tipos de interpretação dos novos factores resultantes da aplicação da AFCP: i) a análise de *loadings*¹, que medem a correlação entre cada variável inicial e cada novo factor; e ii) a análise de *scores*², que traduzem o valor de cada nova componente em cada observação. Para se definir o número de factores a considerar na análise deve assegurar-se que a proporção de variância explicada pelos factores seja pelo

¹ *Loading*: coeficiente que expressa a correlação entre o factor e cada variável – elevado ao quadrado expressa a percentagem de variância que é explicada pelo factor.

² *Score*: peso que cada factor tem em cada caso, i.e., é o valor que cada observação assume em cada factor – é uma medida adimensional standardizada com média zero e desvio padrão igual à unidade.

menos 70% e que o valor próprio¹ (*eigenvalue*) seja superior a 1. Nestas condições retêm-se 5 factores. O Quadro 39 lista os factores extraídos bem como a capacidade explicativa de cada um.

Quadro 39. Total da variância explicada (matriz não rodada) para os indicadores médicos.

| Factor | Valor próprio | Variância (%) | Variância acumulada(%) |
|--------|---------------|---------------|------------------------|
| M1 | 2,9 | 24,3 | 24,3 |
| M2 | 1,9 | 16,1 | 40,5 |
| M3 | 1,8 | 14,8 | 55,3 |
| M4 | 1,4 | 11,4 | 66,7 |
| M5 | 1,1 | 9,12 | 75,8 |

No seu conjunto, as componentes retidas para esta análise explicam 75,85% da variância total dos dados.

Para a obtenção das componentes principais existe a possibilidade de utilizar diferentes tipos de rotação dos eixos (*varimax*, *quartimax*, *equamax* etc.) ou sem rotação dos mesmos (*unrotated*) [Hair *et al.*, 2009]. Qualquer que seja a estratégia de rotação dos eixos, esta deve responder a um claro objectivo que se traduz na obtenção de um padrão de *loadings* em cada factor, tão diverso quanto possível, ou seja, os factores deverão apresentar *loadings* claramente altos (em valor absoluto) em relação a algumas variáveis iniciais e baixos em relação às outras. Procedeu-se a vários ensaios e o método *varimax* (método que extrema os valores dos *loadings* de modo a que cada variável fique associada apenas a um factor) foi o que apresentou melhores resultados, face aos objectivos propostos. De modo a simplificar esta exposição apenas são apresentados no Quadro 40 os *loadings* superiores a 0,5 (valores em módulo).

¹ **Valor próprio:** representa a capacidade explicativa de cada factor em termos de variáveis (e.g.: factor x com valor próprio igual a 4,2 significa que explica o equivalente a 4,2 variáveis. Por essa razão os valores próprios são usados como critério para retenção de factores. Assume-se que abaixo de 1 o factor não é retido para a análise pois explica o equivalente a menos de uma variável inicial.

Quadro 40. Factores extraídos da matriz com rotação dos eixos – varimax – para os indicadores médicos.

| | M1 | M2 | M3 | M4 | M5 |
|-------------|-------|-------|-------|--------|-------|
| FVC | 0,973 | | | | |
| FEV1 | 0,910 | | | | |
| DR | | 0,864 | | | |
| BD | | 0,844 | | | |
| SUSAP | | 0,641 | | | |
| pH | | | 0,892 | | |
| pH10 | | | 0,871 | | |
| FEV1/FVC | | | | -0,848 | |
| DfEV1 | | | | 0,701 | |
| FENO | | | | 0,550 | |
| DdiurnaPEF | | | | | 0,865 |
| DsemanalPEF | | | | | 0,821 |

Na análise de componentes principais, as variáveis a que correspondem os *loadings* mais elevados estão correlacionadas entre si e é com base nesta combinação que se classificam os factores.

O indicador M1 tem como variáveis associadas os parâmetros espirométricos FVC e FEV1; este indicador denominar-se-á *volumes pulmonares* e quanto mais elevado o *score* associado a este factor, mais saudável está a criança. O M2 agrupou as 3 variáveis que resultam do inquérito realizados à saúde das crianças no momento da consulta médica (DR, BD e SUSAP); este indicador vai designar-se *queixas* e quanto mais elevado, mais queixas têm as crianças. O indicador M3 inclui as variáveis pH e pH10, que reflectem a acidez das vias respiratórias das crianças; o indicador assumirá o nome *acidez* e, quanto mais elevado o *score*, mais saudáveis estão as crianças. O M4 tem associadas 3 variáveis: os parâmetros espirométricos FEV1/FVC, DfEV1 e o FENO, um marcador de inflamação; enquanto o DfEV1 e o FENO se correlacionam positivamente com o M4, o FEV1/FVC correlaciona-se negativamente; o indicador será denominado *parâmetros espirométricos* e, quanto mais elevado, maior a gravidade da asma. Por fim, o M5 resulta de duas variáveis altamente correlacionadas, a DdiurnaPEF e a DsemanalPEF, e denominar-se-á *variação dos débitos expiratórios*; quanto mais elevado, maior a gravidade da asma das crianças.

7.1.2.2 Indicadores ambientais

O procedimento seguido para as variáveis ambientais é em tudo semelhante aquele apresentado para as variáveis médicas. Os resultados da aplicação dos testes de *Bartlett* e *KMO* às variáveis ambientais são apresentados no Quadro 41.

Quadro 41. Resultado do testes de *Bartlett* e *Kaiser-Meyer-Olkin* para os indicadores ambientais.

| | | |
|------------------------------------|------------------------|-----------|
| Teste de <i>Kaiser-Meyer-Olkin</i> | | 0,526 |
| Teste de <i>Bartlett</i> | Qui-quadrado | 10093,736 |
| | Graus de liberdade | 210 |
| | Nível de significância | 0,000 *** |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

De acordo com os testes realizados, a aplicação da AFPC às variáveis ambientais é também exequível, pela mesma razão explicada no ponto anterior. O Quadro 42 representa os factores extraídos do conjunto inicial de variáveis ambientais, bem como a capacidade explicativa de cada um.

Quadro 42. Total da variância explicada (matriz não rodada) para os indicadores ambientais.

| Factor | Valor próprio | Variância (%) | Variância acumulada (%) |
|--------|---------------|---------------|-------------------------|
| A1 | 8,399 | 40,0 | 40,0 |
| A2 | 4,089 | 19,5 | 59,5 |
| A3 | 2,996 | 14,3 | 73,7 |
| A4 | 1,716 | 8,2 | 81,9 |
| A5 | 1,681 | 8,0 | 89,9 |

Foram retidos os factores com um valor próprio superior a 1 e uma capacidade explicativa conjunta maior do que 70%, isto é, 5 factores com variância explicada de 89,9% (Quadro 42).

No Quadro 43 apresentam-se os factores extraídos da matriz com rotação dos eixos com *loadings* superiores a 0,5 (valores em módulo).

Quadro 43. Factores extraídos da matriz com rotação dos eixos – *varimax* – para os indicadores ambientais.

| | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 |
|---------|-------|--------|-------|-------|-------|
| expE | 0,987 | | | | |
| cX | 0,958 | | | | |
| expX | 0,957 | | | | |
| cE | 0,949 | | | | |
| doseX | 0,895 | | | | |
| doseE | 0,837 | | | | |
| expPM | | 0,888 | | | |
| expNO2 | | 0,862 | | | |
| expO3 | | -0,856 | | | |
| dosePM | | 0,848 | | | |
| doseNO2 | | 0,831 | | | |
| doseO3 | | -0,648 | | | |
| expB | | | 0,927 | | |
| cB | | | 0,922 | | |
| doseB | | | 0,816 | | |
| cT | | | | 0,939 | |
| expT | | | | 0,929 | |
| doseT | | | | 0,902 | |
| expF | | | | | 0,978 |
| cF | | | | | 0,971 |
| doseF | | | | | 0,891 |

Na aplicação da AFCP às variáveis ambientais resultam cinco indicadores (A1 a A5). O indicador A1 agrupa as variáveis respeitantes aos poluentes xileno e etilbenzeno (expX, doseX, cX, expE, doseE, cE), e denominar-se-á *xileno e etilbenzeno*. O A2 inclui todas as variáveis que dizem respeito às PM10, O₃ e NO₂, (expPM, dosePM, expO3, doseO3, expNO2, doseNO2); tomará o nome *PM, O₃ e NO₂*. As variáveis relacionadas com as PM10 e com o NO₂ estão positivamente correlacionadas com este indicador, enquanto que as relacionadas com o O₃ têm uma correlação negativa. As variáveis que se referem ao benzeno (expB, doseB, cB) foram agrupadas no indicador A3 (*benzeno*). No A4 incluem-se as variáveis relacionadas com o tolueno (expT, doseT, cT) tomando o nome deste poluente (*tolueno*). Por fim, no A5, agruparam-se as variáveis respeitantes ao formaldeído (expF, doseF, cF), e este indicador denominar-se-á *formaldeído*.

7.1.3 Associação entre indicadores médicos e ambientais e variáveis de caracterização

Neste ponto procura-se perceber se, e de que modo, as variáveis de caracterização dos indivíduos (campanha, estação, escola, género, perfil, ácaros e alergia) são determinantes nos resultados dos indicadores médicos ou ambientais. Para o efeito, é necessário testar a distribuição dos indicadores médicos e ambientais, através do teste *Kolmogorov-Smirnov*, e utilizar testes paramétricos, ou não paramétricos, dependendo do facto de o indicador seguir uma distribuição normal ou não¹. No Quadro 44 e no Quadro 45 são apresentados os níveis de significância do teste de normalidade *Kolmogorov-Smirnov* para cada um dos factores médicos e ambientais, respectivamente, que testa a validade da hipótese nula (H_0) de os dados seguirem uma distribuição normal.

Quadro 44. Testes à normalidade *Kolmogorov-Smirnov* para os indicadores médicos.

| | Resultado do teste | Graus de liberdade | Nível de significância |
|----------------------------------|--------------------|--------------------|------------------------|
| <i>volumes pulmonares</i> | 0,064 | 100 | 0,200 |
| <i>queixas</i> | 0,309 | 100 | 0,000 *** |
| <i>acidez</i> | 0,179 | 100 | 0,000 *** |
| <i>parâmetros espirométricos</i> | 0,113 | 100 | 0,003 ** |
| <i>var. dos débitos expirat.</i> | 0,106 | 100 | 0,007 ** |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

Quadro 45. Testes à normalidade *Kolmogorov-Smirnov* para os indicadores ambientais

| | Resultado do teste | Graus de liberdade | Nível de significância |
|---|--------------------|--------------------|------------------------|
| <i>xileno e etilbenzeno</i> | 0,228 | 171 | 0,000 *** |
| <i>PM, O₃ e NO₂</i> | 0,099 | 171 | 0,000 *** |
| <i>benzeno</i> | 0,301 | 171 | 0,000 *** |
| <i>tolueno</i> | 0,211 | 171 | 0,000 *** |
| <i>formaldeído</i> | 0,093 | 171 | 0,001 *** |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

Como se pode verificar, apenas no indicador *volumes pulmonares* não se rejeita H_0 . Para todos os outros indicadores, quer médicos quer ambientais, a H_0 é rejeitada com níveis de significância elevada, concluindo-se que apenas um dos indicadores segue uma

¹ O pressuposto de normalidade para a aplicação de teste paramétricos é necessário, uma vez que estes testes utilizam o valor das médias para o cálculo do teste, o que, na presença de valores extremos, resulta no enviezamento dos resultados. Os testes não paramétricos, ao usarem *rankings*, não estão sujeitos a este enviezamento.

distribuição normal. Como consequência, optou-se por efectuar a análise com base em testes de hipóteses que não requerem pressupostos sobre a forma da distribuição dos dados, nomeadamente os testes não-paramétricos: *Mann-Whitney* (aplicados a variáveis com duas classes), *Kruskal-Wallis* (aplicados a variáveis com mais de duas classes). A hipótese nula avaliada é a de que não existem diferenças entre os grupos, que é aceite para níveis de significância superiores a 5%. No caso de variáveis com mais de duas classes, após a aplicação destes testes, e caso a H0 seja rejeitada, é necessária a aplicação de outro tipo de testes, testes *post-hoc*, que permitem saber quais os grupos que são diferentes entre si e a relação entre eles. Neste estudo foi utilizado o teste *post-hoc* LSD. Para simplificação da exposição dos resultados são aplicados, para todas as variáveis, os mesmos tipos de teste, mesmo para as variáveis que cumpram a normalidade na sua distribuição.

Os resultados apresentados seguidamente permitem verificar se existem diferenças significativas (com um nível de significância de 5%) entre os grupos de dados constituídos por tipo de: campanha, escolas, infestações, estações e alergia.

7.1.3.1 Análise por campanha

Do Quadro 46 ao Quadro 52 são apresentados os resultados da aplicação dos testes de comparação de rankings *Kruskal-Wallis* e *Man-Whitney*. O Quadro 46 apresenta os resultados de comparação dos indicadores médicos e ambientais por campanha.

Quadro 46. Resultados dos testes de comparação de médias *Kruskal-Wallis* (análise por campanha).

| | Qui-quadrado | Graus de liberdade | Nível de significância |
|---|--------------|--------------------|------------------------|
| <i>volumes pulmonares</i> | 5,746 | 3 | 0,125 |
| <i>queixas</i> | 25,463 | 2 | 0,000 *** |
| <i>acidez</i> | 27,258 | 3 | 0,000 *** |
| <i>parâmetros espirométricos</i> | 2,165 | 3 | 0,539 |
| <i>var. dos débitos expirat.</i> | 3,529 | 2 | 0,171 |
| <i>xileno e etilbenzeno</i> | 80,021 | 3 | 0,000 *** |
| <i>PM, O₃ e NO₂</i> | 158,921 | 3 | 0,000 *** |
| <i>benzeno</i> | 127,820 | 3 | 0,000 *** |
| <i>tolueno</i> | 54,975 | 3 | 0,000 *** |
| <i>formaldeído</i> | 19,819 | 3 | 0,000 *** |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

Nas variáveis médicas, apenas os indicadores *queixas* e *acidez* são diferentes entre campanhas. Por sua vez, todos os indicadores ambientais apresentam diferenças estatisticamente significativas. As diferenças identificadas após os testes *post-hoc* (ANEXO H) são:

- i) No que diz respeito às *queixas* e *acidez*, a 1ª campanha distingue-se das restantes: na campanha do Inverno de 2006 as crianças apresentavam maior inflamação das vias aéreas e mais *queixas*.
- ii) A 3ª campanha tem valores mais elevados de *xileno e etilbenzeno*. Este resultado para a campanha de Inverno de 2007 é concordante com as medições realizadas.
- iii) Os valores de *PM, O₃ e NO₂* diferem significativamente em todas as campanhas.
- iv) O *benzeno* apresenta valores mais elevados na campanha de Inverno de 2007, o que está de acordo com as medições realizadas.
- v) O *tolueno* é significativamente mais elevado nas campanhas de Inverno do que nas campanhas de Verão, o que reflecte os valores de exposição e dose mais elevados para esta estação, reflexo dos valores medidos, em particular nos ambientes interiores.
- vi) O *formaldeído* foi mais elevado na campanha de Verão de 2006 do que nas campanhas de Inverno de 2006 e Verão de 2007. Este resultado é coincidente com a exposição e dose calculadas.

7.1.3.2 Análise por escolas

O Quadro 47 apresenta os resultados de comparação dos indicadores médicos e ambientais por escola.

Quadro 47. Resultados dos testes de comparação de médias *Kruskal-Wallis* (análise por escolas).

| | Qui-quadrado | Graus de liberdade | Nível de significância |
|---|--------------|--------------------|------------------------|
| <i>volumes pulmonares</i> | 2,686 | 3 | 0,443 |
| <i>queixas</i> | 0,206 | 3 | 0,977 |
| <i>acidez</i> | 8,951 | 3 | 0,030 *** |
| <i>parâmetros espirométricos</i> | 2,185 | 3 | 0,535 |
| <i>var. dos débitos expirat.</i> | 0,445 | 3 | 0,931 |
| <i>xileno e etilbenzeno</i> | 6,124 | 3 | 0,106 |
| <i>PM, O₃ e NO₂</i> | 10,573 | 3 | 0,014 ** |
| <i>benzeno</i> | 1,382 | 3 | 0,710 |
| <i>tolueno</i> | 13,751 | 3 | 0,003 *** |
| <i>formaldeído</i> | 1,784 | 3 | 0,618 |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

Na análise por escolas verifica-se que apenas nos indicadores *acidez*, *PM10*, *O₃* e *NO₂* e *tolueno* existem diferenças estatisticamente significativas (ANEXO H):

- i) A *acidez* das crianças da EU1 é mais elevada do que a das ES1 e EU2, tendo os alunos da EU1 as vias aéreas menos inflamadas que os restantes.
- ii) Nas escolas urbanas o *PM10* e *NO₂* e *O₃* é mais elevado, indicando que os alunos destas escolas estão mais expostos a *PM10* e *NO₂* e menos *O₃*.
- iii) O *tolueno* é significativamente mais baixo nas crianças da EU2 do que nas da EU1 e ES1. Para este resultado pode contribuir o facto de a EU1 e a ES1 serem escolas de construção mais recente, o que propicia maiores taxas de libertação deste poluente dos materiais de construção e decoração.

7.1.3.3 Análise por grau de infestação (ácaros)

O Quadro 48 apresenta os resultados de comparação dos indicadores médicos e ambientais por grau de infestação por ácaros.

Quadro 48. Resultados dos testes de comparação de médias *Kruskal-Wallis* (análise por infestação por ácaros).

| | Qui-quadrado | Graus de liberdade | Nível de significância |
|---|--------------|--------------------|------------------------|
| <i>volumes pulmonares</i> | 0,924 | 3 | 0,820 |
| <i>queixas</i> | 2,441 | 3 | 0,486 |
| <i>acidez</i> | 1,436 | 3 | 0,697 |
| <i>parâmetros espirométricos</i> | 3,486 | 3 | 0,323 |
| <i>var. dos débitos expirat.</i> | 2,412 | 3 | 0,491 |
| <i>xileno e etilbenzeno</i> | 4,566 | 3 | 0,207 |
| <i>PM, O₃ e NO₂</i> | 3,713 | 3 | 0,294 |
| <i>benzeno</i> | 0,998 | 3 | 0,802 |
| <i>tolueno</i> | 3,283 | 3 | 0,350 |
| <i>formaldeído</i> | 7,312 | 3 | 0,063 |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

A análise por grau de infestação por ácaros indica que não existem diferenças estatisticamente significativas para os indicadores médicos e ambientais, isto é, o grau de infestação por ácaros das residências das crianças não influencia nenhum dos indicadores médicos estudados.

7.1.3.4 Análise por estação do ano

O Quadro 49 apresenta os resultados de comparação dos indicadores médicos e ambientais por estação do ano.

Quadro 49. Testes de comparação de médias *Mann-Whitney U* (análise por estação).

| | <i>Mann-Whitney U</i> | Z | Nível de significância |
|---|-----------------------|---------|------------------------|
| <i>volumes pulmonares</i> | 5066,000 | -0,082 | 0,935 |
| <i>queixas</i> | 4004,500 | -2,434 | 0,015 ** |
| <i>acidez</i> | 4925,500 | -0,539 | 0,590 |
| <i>parâmetros espirométricos</i> | 4554,000 | -1,089 | 0,276 |
| <i>vari. dos débitos expirat.</i> | 955,500 | -1,410 | 0,159 |
| <i>xileno e etilbenzeno</i> | 2257,000 | -4,506 | 0,000 *** |
| <i>PM, O₃ e NO₂</i> | 90,000 | -11,735 | 0,000 *** |
| <i>benzeno</i> | 412,000 | -10,107 | 0,000 *** |
| <i>tolueno</i> | 1470,000 | -6,895 | 0,000 *** |
| <i>formaldeído</i> | 3425,000 | -0,959 | 0,337 |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

A análise por estação do ano permite afirmar que os resultados das *queixas*, e dos indicadores ambientais *xileno e etilbenzeno*, *PM, O₃ e NO₂*, *benzeno* e *tolueno*, são estatisticamente diferentes entre o Verão e o Inverno, sendo mais elevados no Inverno (ANEXO H). Nesta estação há mais *queixas* por parte das crianças e mais poluição atmosférica (com excepção do ozono).

7.1.3.5 Análise por sexo

O Quadro 50 apresenta os resultados de comparação dos indicadores médicos e ambientais por sexo.

Quadro 50. Resultados dos testes de comparação de médias *Mann-Whitney U* (análise por sexo).

| | <i>Mann-Whitney U</i> | Z | Nível de significância |
|---|-----------------------|--------|------------------------|
| <i>volumes pulmonares</i> | 3408,000 | -3,952 | 0,000 *** |
| <i>queixas</i> | 4874,000 | -0,080 | 0,936 |
| <i>acidez</i> | 5086,500 | -0,047 | 0,963 |
| <i>parâmetros espirométricos</i> | 4715,000 | -0,524 | 0,600 |
| <i>vari. dos débitos expirat.</i> | 1268,000 | -0,344 | 0,731 |
| <i>xileno e etilbenzeno</i> | 3261,000 | -1,377 | 0,168 |
| <i>PM, O₃ e NO₂</i> | 4195,000 | -0,993 | 0,321 |
| <i>benzeno</i> | 3649,000 | -0,195 | 0,845 |
| <i>tolueno</i> | 3680,500 | -0,099 | 0,921 |
| <i>formaldeído</i> | 3364,000 | -1,064 | 0,288 |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

Quando se procede à análise por sexo da criança verifica-se que o único indicador que difere entre os 2 grupos são os *volumes pulmonares*, significativamente mais elevados nas raparigas do que nos rapazes (ANEXO H). Estes resultados são medicamente esperados, pois nesta faixa etária as raparigas tendem a ter *volumes pulmonares* mais elevados.

7.1.3.6 Análise por perfil

O Quadro 51 apresenta os resultados de comparação dos indicadores médicos e ambientais por perfil.

Quadro 51. Resultados dos testes de comparação de médias *Mann-Whitney U* (análise por perfil).

| | <i>Mann-Whitney U</i> | Z | Nível de significância |
|---|-----------------------|--------|------------------------|
| <i>volumes pulmonares</i> | 4628,500 | -1,043 | 0,297 |
| <i>queixas</i> | 4775,500 | -0,281 | 0,779 |
| <i>acidez</i> | 4772,000 | -0,802 | 0,423 |
| <i>parâmetros espirométricos</i> | 4699,000 | -0,659 | 0,510 |
| <i>vari. dos débitos expirat.</i> | 1301,500 | -0,096 | 0,924 |
| <i>xileno e etilbenzeno</i> | 3545,000 | -0,565 | 0,572 |
| <i>PM, O₃ e NO₂</i> | 3394,000 | -3,081 | 0,002 ** |
| <i>benzeno</i> | 3389,000 | -1,040 | 0,298 |
| <i>tolueno</i> | 3102,000 | -1,912 | 0,056 |
| <i>formaldeído</i> | 3690,000 | -0,125 | 0,901 |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

A análise por perfil revela que o único indicador que difere entre os 2 grupos é o PM, O₃ e NO₂, significativamente mais elevado (O₃ mais baixo) nas crianças da zona urbana do que nas da zona suburbana (ANEXO H), o que está de acordo com a avaliação da qualidade do ar realizada.

7.1.3.7 Análise por alergia

O Quadro 52 apresenta os resultados de comparação dos indicadores médicos e ambientais por existência, ou não, de alergia.

Quadro 52. Resultados dos testes de comparação de médias *Mann-Whitney U* (análise por alergia).

| | <i>Mann-Whitney U</i> | Z | Nível de significância |
|---|-----------------------|--------|------------------------|
| <i>volumes pulmonares</i> | 3687,500 | -2,888 | 0,004 *** |
| <i>queixas</i> | 3093,500 | -4,375 | 0,000 *** |
| <i>acidez</i> | 4091,000 | -2,027 | 0,043 *** |
| <i>parâmetros espirométricos</i> | 3241,000 | -3,752 | 0,000 *** |
| <i>vari. dos débitos expirat.</i> | 1097,500 | -1,231 | 0,218 |
| <i>xileno e etilbenzeno</i> | 3376,000 | -0,842 | 0,400 |
| <i>PM, O₃ e NO₂</i> | 4311,000 | -0,445 | 0,656 |
| <i>benzeno</i> | 3421,000 | -0,704 | 0,482 |
| <i>tolueno</i> | 3161,000 | -1,503 | 0,133 |
| <i>formaldeído</i> | 3286,000 | -1,119 | 0,263 |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

A análise por alergia indica que os indicadores médicos *volumes pulmonares*, *queixas*, *acidez* e *parâmetros espirométricos* são significativamente diferentes entre as crianças alérgicas e não alérgicas. Os testes realizados (ANEXO H) mostram que:

- i) os *volumes pulmonares* e a *acidez* são mais elevados nas crianças não alérgicas;
- ii) as *queixas* e os *parâmetros espirométricos* são mais elevados nas crianças alérgicas.

Ambos os resultados apontam para o facto de que crianças alérgicas apresentam indicadores médicos que revelam maior gravidade da asma do que as crianças não alérgicas.

Em síntese, estes testes permitiram concluir que os indicadores médicos não são influenciados pela variável de caracterização infestação por ácaros, mas que sofrem influência de todas as outras variáveis de caracterização. Por esta razão estas variáveis devem ser incluídas na análise seguinte (construção de modelos de regressão múltipla explicativos dos indicadores médicos), pois são diferenciadoras dos diferentes níveis dos indicadores médicos e ambientais.

7.1.4 Modelos explicativos dos indicadores médicos

Nesta secção o objectivo é a construção de modelos explicativos, de modo a avaliar o papel de cada indicador ambiental na variação de cada um dos indicadores médicos. Em comparação com os métodos aplicados no ponto anterior, esta aproximação permite perceber as diferenças entre cada um dos indicadores médicos, quando controlados para cada uma das variáveis de caracterização ou ambientais.

Foram desenvolvidos modelos prévios de regressão múltipla, que permitiram perceber o nível de significância das variáveis de caracterização. Com base nos níveis de significância de cada uma dessas variáveis foram construídos os modelos explicativos. As variáveis que não apresentam significância considerável não são assumidas como relevantes para explicar os indicadores médicos, não sendo por isso discretizadas. As que apresentam níveis de significância elevados são relevantes, e por isso importa identificar as diferenças existentes.

A análise de regressão múltipla é uma técnica de estatística multivariada utilizada para estimar a relação entre uma variável dependente e um conjunto de variáveis independentes, isto é, procura-se prever o comportamento de uma variável quantitativa (variável dependente) a partir de uma ou mais variáveis relevantes (variáveis

independentes). Os modelos de regressão múltipla, na sua relação linear, têm a seguinte formulação [Hair *et al.*, 2009]:

$$M_i = \alpha_i + \beta_j A_{ji} + \beta_k dC_{ki} + \varepsilon_i \quad (\text{Equação 16})$$

Em que:

M_i é a variável dependente médica que se quer explicar (com $i=1, \dots, 5$);

A_{ji} são as variáveis independentes ambientais (com $j=1, \dots, 5$) do modelo i ;

dC_{ki} são variáveis dicotómicas¹ de caracterização do indivíduo da amostra (em que $k=1 \dots 8$) do modelo i ;

α_i é a ordenada na origem;

β_j e β_k são os coeficientes de regressão, isto é, os pesos ou ponderações de cada uma das variáveis independentes;

ε_i é o termo do erro, componente não explicada do modelo.

A regressão múltipla é uma técnica amplamente utilizada por apresentar um largo espectro de aplicabilidade, que se divide em duas classes distintas: *previsão* e *explicação* [Hair *et al.*, 2009]. Os estudos de previsão consistem em maximizar o poder preditivo das variáveis independentes, cuja combinação é formada para ser o preditor óptimo da medida independente [Hair *et al.*, 2009]. Quando, por outro lado, o objectivo é a explicação, a regressão múltipla também permite determinar a importância relativa de cada variável independente na explicação da variável dependente que se pretende analisar, assim como a natureza da relação estabelecida. Subjacente ao objectivo que se estabelece para a aplicação da regressão múltipla está a escolha do método a aplicar. Os métodos existentes dividem-se em duas categorias: os *processos combinatórios* e os *processos de busca sequencial*. Nos métodos de busca sequencial, a abordagem consiste em estimar a equação de regressão acrescentando ou eliminando, selectivamente, variáveis (potencialmente) explicativas, até que alguns critérios pré-definidos no modelo sejam alcançados. Este procedimento permite construir uma equação com a maior capacidade explicativa possível, a partir do menor número possível de variáveis. Na abordagem combinatória todas as combinações de variáveis independentes são testadas, resultando

¹ Variável dicotómica: variável que assume valores 0 e 1, indicando a ausência ou presença de determinada característica.

na equação de regressão com melhor capacidade explicativa. Cada uma destas abordagens apresenta vantagens e desvantagens e, segundo Hair *et al.*, [2009], a solução ideal passa pela aplicação de mais do que um método, retirando de cada um as conclusões mais relevantes.

No caso em estudo, a construção dos modelos de regressão tem como variável dependente os *scores* das AFCP resultantes da associação dos indicadores médicos, e como variáveis explicativas, os indicadores ambientais (A_i) e as variáveis de caracterização (dC_k). Optou-se por aplicar dois métodos distintos de regressão múltipla: o método *stepwise* (busca sequencial) e o método de entrada simultânea (combinatório). A aplicação dos dois métodos possibilita, quer cumprir objectivos distintos, explicação e previsão, quer ultrapassar desvantagens da sua utilização individual. A análise inicia-se com a aplicação do método de entrada simultânea, que permite criar modelos de previsão óptima com a inclusão do maior número de variáveis possíveis. Esta análise permite ainda identificar, na generalidade, as variáveis que melhor explicam a variável independente. Este método, e porque utiliza todas as variáveis de entrada, não garante um dos pressupostos básicos dos modelos de regressão, a não multicolinearidade.

A multicolinearidade é um problema comum em regressões, e acontece quando variáveis independentes têm fortes correlações entre si, o que leva, por um lado, à difícil avaliação do contributo de cada variável no modelo, não se sabendo quais as causas e quais os efeitos, e por outro lado, à diminuição acentuada da eficiência do modelo. Para contornar este problema, são usados os *scores* dos factores das variáveis ambientais, resultantes da análise factorial de componentes principais que são por natureza independentes entre si, como referido anteriormente.

Assim, a principal preocupação nestes modelos prévios, de abordagem combinatória, será a de identificar quais as variáveis de caracterização (dC_k), apresentadas como variáveis dicotómicas, que são estatisticamente significativas (controladas para as variáveis ambientais). A construção deste tipo de modelos, com variáveis dicotómicas, justifica-se quando a variável dependente exhibe um comportamento sazonal (no caso das variáveis campanha ou estação), ou por grupo de indivíduos, não totalmente captado pelo conjunto dos indicadores independentes (A_i). Para as variáveis de caracterização com coeficientes de regressão estatisticamente significativos foram construídos novos modelos usando o método *stepwise*.

7.1.4.1 Método de entrada simultânea – modelos prévios

No Quadro 53 apresentam-se os resultados da aplicação do método de entrada simultânea, utilizando cada um dos factores médicos (M1 a M5), como variáveis dependentes (são por isso construídos 5 modelos diferentes), e indicadores ambientais (A1 a A5) e de controlo (variáveis de caracterização dC_k), como variáveis independentes. Os resultados incluem, para cada um dos modelos resultantes, o R^2 (a parcela da variação de M_i que é explicada pelas variações das variáveis independentes A_i), o R^2 ajustado (coeficiente de determinação ajustado pelos graus de liberdade), e o nível de significância. São também apresentadas as variáveis de controlo significantes, indicando o seu coeficiente de regressão estandardizado¹, bem como o teste t, e a sua significância.

Quadro 53. Resultados da aplicação do modelo de entrada simultânea. Coeficientes de regressão estandardizados e resultado do teste de t para cada uma das variáveis dicotômicas consideradas significativas. O quadro apresenta também os resultados para cada modelo (R^2 , R^2 ajustado e significância).

| | <i>volumes pulmonares</i> | <i>queixas</i> | <i>acidez</i> | <i>parâmetros espirométricos</i> | <i>variação dos débitos expiratórios</i> |
|--------------------|-------------------------------|----------------|---------------|--------------------------------------|--|
| Campanha1 | - | 0,638 | - | - | - |
| Teste de t | - | 5,535*** | - | - | - |
| Campanha2 | - | 0,601 | -0,366 | - | -0,264 |
| Teste de t | - | 3,342*** | -2,506** | - | -1,696* |
| Campanha3 | - | 0,611 | - | - | - |
| Teste de t | - | 2,743*** | -0,463 | - | - |
| Campanha4 | - | - | -2,444** | - | - |
| Teste de t | - | - | - | - | - |
| Sexo | 0,328 | - | - | - | - |
| Teste de t | 4,260*** | - | - | - | - |
| Perfil | - | - | - | - | - |
| Teste de t | - | - | - | - | - |
| Alergia | -0,278 | 0,329 | - | 0,306 | - |
| Teste de t | -3,635*** | 4,631*** | - | 3,952*** | - |
| ² (...) | | | | | |
| R^2 | 0,204 | 0,324 | 0,087 | 0,193 | 0,209 |
| R^2 ajustado | 0,149 | 0,276 | 0,024 | 0,137 | 0,166 |
| F | 3,681*** | 6,797*** | 1,375 | 3,242*** | 2,033** |
| n | 170 | 168 | 170 | 169 | 88 |

Níveis de significância: *** 1%; **5%; *10%.

Como se pode verificar, pela análise do Quadro 53, todos os modelos resultantes, excepto o construído para explicar a *acidez*, são significativos (valor de F). O conjunto

¹ Os coeficientes estandardizados variam entre 0 e 1, e usam-se para confrontar os contributos de cada variável independente, quando estas são medidas em diferentes unidades.

² Este modelo de entrada simultânea considera também os 5 indicadores ambientais, no entanto, não são apresentados no quadro em virtude de não ser o propósito desta análise a sua avaliação.

total de variáveis explica 13,7% (*parâmetros espirométricos*) a 27,6% (*queixas*) da variância total das respectivas variáveis independentes. Todos os modelos, têm variáveis de caracterização com um coeficiente de regressão significativo, incluindo o modelo construído para a *acidez*. Por esta razão optou-se por incluir também o indicador *acidez* no estudo pelo método *stepwise*.

7.1.4.2 Método *stepwise* – a explicação

O método utilizado na regressão múltipla é o método de estimativa *stepwise*. Em alternativa a considerar todas as variáveis do estudo no modelo, excluem-se aquelas que não contribuem significativamente para o aumento do valor dos coeficientes de correlação. O método de regressão múltipla *stepwise* foi aplicado, também, tendo como variáveis dependentes os indicadores médicos (M1 a M5), e como variáveis independentes, os indicadores ambientais (A1 a A5), mas sem as variáveis de caracterização. Não faria sentido incluir as variáveis de caracterização no modelo, uma vez que o que se pretende agora é perceber as variáveis médicas por grupos de indivíduos (dC_k). O modelo tem a seguinte formulação:

$$M_{iG} = \alpha_{iG} + \beta_j A_{jG} + \varepsilon_{iG} \quad (\text{Equação 17})$$

Em que:

M_{iG} é o indicador médico (variável dependente), desagregado por categoria (com $i=1, \dots, 5$ e $G=\text{alérgico e campanha}$);

A_{jG} são as variáveis independentes (indicadores ambientais, com $j=1, \dots, 5$ e $G=\text{alérgico, campanha e sexo}$).

Apesar da escolha dos indicadores ambientais, em detrimento das respectivas variáveis iniciais, resultar em perda de capacidade explicativa, estes foram seleccionados para facilitar a interpretação dos resultados e por se terem revelado estatisticamente robustos, sendo claramente representativos das variáveis iniciais, e por serem coerentes do ponto de vista ambiental. A interpretação dos dados é facilitada por ser ultrapassado, deste modo, o problema da multicolinearidade entre as variáveis independentes. No método *stepwise*, a partir do momento que uma variável entra no modelo, as variáveis com ela correlacionadas são excluídas por não acrescentaram capacidade explicativa. Além disso, a proporção observações/variáveis independentes aumenta, o que é recomendável [Hair *et al.*, 2009].

Note-se que, num modelo de regressão múltipla, o coeficiente de correlação (R) nunca decresce quando se juntam novas variáveis independentes. Contudo, a adição de novas variáveis pode resultar em pequenos acréscimos de R. Assim, a decisão crucial consiste em seleccionar o menor número de variáveis para a maior percentagem de variância explicada.

No Quadro 54 resumem-se os resultados obtidos através da aplicação do método *stepwise*.

Quadro 54. Resultados da aplicação do método *stepwise*. Coeficientes de regressão estandardizados e resultado do teste de t para cada uma das variáveis ambientais consideradas significativas. O quadro apresenta também os resultados para cada modelo (R^2 , R^2 ajustado e resultado de teste F).

| | <i>queixas</i> | | | | | <i>parâmetros espirométricos</i> | | <i>variação dos débitos expiratórios</i> | |
|--------------|----------------|---------------|----------|----------|----------|--------------------------------------|------------|--|-----------|
| | alérgico | n alérgico | C1 | C2 | C3 | alérgico | n alérgico | C3 | C4 |
| A1 | - | - | 0,352 | 0,381 | - | -0,262 | - | - | - |
| Teste de t | - | - | 2,540** | 2,623** | - | -2,001** | - | - | - |
| A2 | 0,269 | - | 0,435 | 0,425 | - | - | - | - | - |
| Teste de t | 2,398** | - | 3,138*** | 2,928*** | - | - | - | - | - |
| A3 | - | - | - | - | 0,438 | 0,400 | - | - | -0,529 |
| Teste de t | - | - | - | - | 3,123*** | 3,061*** | - | - | 3,256*** |
| A4 | - | 0,227 | - | - | - | - | 0,291 | -0,373 | 0,856 |
| Teste de t | - | 2,257** | - | - | - | - | 2,984*** | -2,089** | 5,270*** |
| A5 | 0,247 | - | - | - | - | - | - | 0,579 | - |
| Teste de t | 2,203** | - | - | - | - | - | - | 3,219*** | - |
| R^2 | 0,133 | 0,051 | 0,279 | 0,267 | 0,192 | 0,125 | 0,085 | 0,324 | 0,490 |
| R^2 ajust. | 0,107 | 0,041 | 0,241 | 0,226 | 0,173 | 0,099 | 0,075 | 0,268 | 0,455 |
| F | 5,252*** | 5,095** | 7,374** | 6,541*** | 9,756** | 4,838** | 8,904*** | 5,445*** | 13,921*** |
| n | 72 | 96 | 41 | 39 | 43 | 71 | 98 | 27 | 32 |

Níveis de significância: *** 1%, **5%, *10%.

Os modelos explicativos construídos demonstram a importância da separação por variável de caracterização, e o papel de cada indicador ambiental no comportamento do indicador médico. Os indicadores ambientais têm capacidades explicativas consideráveis dos indicadores médicos, que variam entre 4% e 45%. Não foi possível construir modelos estatisticamente significativos para os indicadores *volumes pulmonares* e *acidez*.

No que diz respeito ao indicador *queixas*, foram construídos cinco modelos explicativos, um para alérgicos, outro para não alérgicos, e um para cada uma das primeiras 3 campanhas. O modelo construído para as crianças alérgicas consegue explicar 11% da

variância das *queixas*, com recurso à variação do PM, O₃ e NO₂ e do *formaldeído*. De acordo com a equação do modelo (Equação 18) os dois indicadores ambientais incluídos têm um peso relativo similar na variação das *queixas* no sentido esperado; i.e., um aumento da poluição provoca um aumento das *queixas*.

$$queixas_{alérgicos} = 0,269 \times PM, O_3 e NO_2 + 0,247 \times formaldeído \quad (\text{Equação 18})$$

Já para não alérgicos, a variação das *queixas* é explicada pela variação do *tolueno* de acordo com o modelo da Equação 19, reforçando a ideia de que as crianças asmáticas alérgicas reagem de modo distinto à poluição relativamente às crianças asmáticas não alérgicas:

$$queixas_{não_alérgicos} = 0,227 \times tolueno \quad (\text{Equação 19})$$

Foi também possível explicar os *parâmetros espirométricos*, para alérgicos e para não alérgicos, com modelos significativos, mas com pouco poder explicativo. Os modelos relativos à *variação dos débitos expiratórios*, construídos para a 3^a e 4^a campanhas, evidenciaram uma maior capacidade explicativa, de 26,8 % e 45,5%, respectivamente. Refira-se que, nestes casos, a poluição tanto resulta no aumento da *variação dos débitos expiratórios*, indicador de maior gravidade da asma, como apresenta um efeito protector. Os indicadores que apresentam um efeito protector, *benzeno* e *tolueno*, têm sempre um peso relativo menor do que os que contribuem para o agravamento da asma. O *benzeno* e *tolueno* correlacionam-se negativamente com o O₃, podendo os níveis mais baixos destes poluentes ser resultado de níveis elevados de O₃.

7.1.5 Grupos de indivíduos

A taxonomia numérica, também designada análise de *clusters*, é uma técnica de análise multivariada que permite agrupar observações de acordo com as suas características. Como princípio básico desta agregação, cada observação deve ser mais próxima das que estão no mesmo grupo do que de qualquer outra observação da amostra. O objectivo consiste em maximizar a homogeneidade dentro do grupo enquanto se maximiza a heterogeneidade entre grupos. A taxonomia numérica tem semelhanças com a análise factorial de componentes principais (AFCP). Porém, agrupa observações enquanto que a AFCP agrupa variáveis. Na AFCP os grupos são construídos com base na sua

correlação e, no caso da taxonomia numérica, com base na sua proximidade, que pode ser medida utilizando diversos métodos.

A metodologia a adoptar numa análise de *clusters* passas por três opções [Hair *et al.*, 2009]:

- i) metodologia de agrupamento (hierárquico ou não hierárquico *K-means*);
- ii) medida de distância ou de proximidade a usar (distância na passagem da matriz de atributos para a matriz de distância, ou de proximidade);
- iii) critério de agrupamento (consiste em definir como se mede a distância entre um elemento isolado e um grupo, ou entre dois grupos: *nearest neighbor*, *furthest neighbor*, *between groups*, *within groups*, *centroid groups* e *wards*).

Neste caso particular, a determinação de agrupamentos homogéneos, com base nos dados analisados, foi realizada através de uma análise de *clusters* hierárquica (as classificações hierárquicas formam uma sequência de agrupamentos, que pode ser visualizada num gráfico esquemático, o dendograma¹), usando como variáveis caracterizadoras de cada caso, os factores médicos e ambientais que resultaram da análise factorial e ainda a alergia. Aplicaram-se vários critérios de agregação recaindo a escolha no método *Wards*. Usando uma distância euclidiana, como medida de aproximação, definiram-se 5 agrupamentos de indivíduos /observações. A Figura 69 apresenta o dendograma que ilustra o resultado da análise.

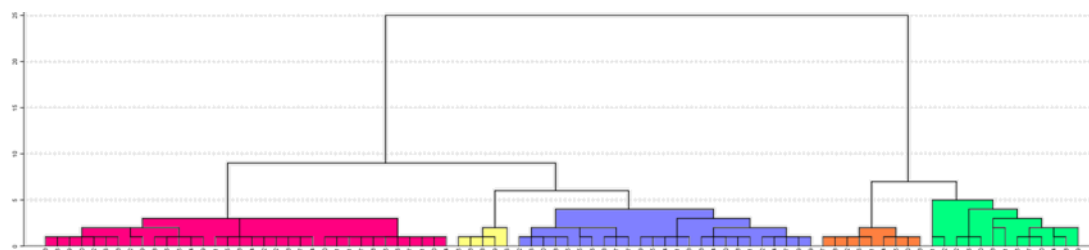


Figura 69. Dendograma representativo dos agrupamentos resultante da análise taxonómica realizada para os factores médicos e ambientais.

Após a definição de cinco grupos, procedeu-se à análise de cada grupo, tendo em conta as variáveis que os caracterizam. Saliente-se que, sem a introdução da variável de caracterização alergia, os grupos criados não eram tão claros.

¹ Mostra, com alguma facilidade, o modo como se efectuam as fusões entre os grupos, e a que nível de proximidade ou semelhança elas decorrem.

O Quadro 55 sintetiza o resultado da análise das características dos indicadores ambientais e médicos que descrevem cada um dos 5 grupos criados. Por facilidade de interpretação os resultados são apresentados numa escala de cores.

Quadro 55. Síntese do resultado da análise das características dos indicadores ambientais e médicos que caracterizam cada um dos 5 grupos criados (G1 a G5).

| | alergia | M1 | M2 | M3 | M4 | M5 | A1 | A2 ¹ | A3 | A4 | A5 |
|----|---------|----|----|----|----|----|----|-----------------|----|----|----|
| G1 | não | | | | | | | | | | |
| G2 | sim | | | | | | | | | | |
| G3 | sim | | | | | | | | | | |
| G4 | - | | | | | | | | | | |
| G5 | não | | | | | | | | | | |

| Legenda | Desvio padrão |
|---------|-----------------------------|
| | < -1,2 |
| | -1,2 > desvio padrão < -0,8 |
| | -0,8 > desvio padrão < 0 |
| | 0 > desvio padrão < 0,8 |
| | 0,8 > desvio padrão < 1,2 |
| | > 1,2 |

Os cinco grupos distintos, resultantes da análise de clusters para o conjunto dos 204 casos analisados, descrevem-se seguidamente:

Grupo 1: Os casos agrupados neste *cluster* correspondem a crianças não alérgicas, com os *parâmetros espirométricos* (M1) e *variação dos débitos expiratórios* (M5), indicando gravidade da doença, *queixas* (M2) abaixo da média, e que tiveram exposições à poluição atmosférica acima da média.

Grupo 2: Os casos agrupados neste *cluster* correspondem a crianças alérgicas com exposições a poluentes atmosféricos (*xileno e etilbenzeno e tolueno*) muito acima da média. Medicamente, estes casos distinguem-se por apresentarem o indicador *acidez* abaixo da média, resultado de inflamação das vias respiratórias, indiciando doença.

Grupo 3: Neste *cluster* estão agrupados casos de crianças alérgicas, com exposição à poluição atmosférica abaixo da média e sem padrão no que diz respeito aos resultados médicos. De notar que é um grupo predominantemente masculino.

¹ O factor A2 inclui os poluentes, PM10 e NO₂, o O₃ com um coeficiente negativo e os outros 2 com um coeficiente positivo. Optou-se por generalizar que quando o factor A2 é mais elevado a exposição a poluentes é maior mas no entanto, a exposição a O₃ é menor.

Grupo 4: Este grupo tem exposições a poluentes atmosféricos abaixo da média e um perfil alérgico não definido. São crianças com *queixas* e indicadores médicos diferentes da média, quer indicando gravidade da doença, quer indicando sintomas ligeiros.

Grupo 5: As crianças neste grupo apresentam exposições a poluentes atmosféricos abaixo da média. São crianças não alérgicas, com indicadores médicos que reflectem pouca gravidade da doença. É um grupo predominantemente feminino.

A observação atenta do Quadro 55 permite ainda verificar que, no que diz respeito aos indicadores ambientais, cada grupo é muito homogéneo. Todavia, o mesmo não acontece no que se refere aos indicadores médicos, em que em quase todos os grupos possuem indicadores de doença abaixo e acima da média. Quatro dos grupos são também muito bem caracterizados em termos de alergia, sendo constituídos apenas por indivíduos com ou sem alergia. Analisando os grupos de alérgicos (G3 e G2) e não alérgicos (G1 e G5) conclui-se:

- i) entre os grupos de alérgicos (G3 e G2), aqueles que têm indicadores de exposição ambiental acima da média apresentam um indicador médico que revela gravidade da doença acima da média (*acidez*) e aqueles com exposições ambientais abaixo da média não apresentam nenhum.
- ii) entre os grupos de não alérgicos (G1 e G5), os que têm exposição ambiental acima da média (G1) apresentam dois indicadores de doença acima da média, (*variação dos débitos expiratórios e parâmetros espirométricos*), apesar das *queixas* se encontrarem abaixo da média. Os que apresentam exposições ambientais abaixo da média também revelam quatro indicadores de doença abaixo da média.

7.2 Síntese

Em síntese, todos os testes realizados indicam que a poluição atmosférica tem um papel no agravamento da asma nas crianças. As correlações indicam que a variação da exposição e dose inalada da poluição está associada com a variação dos resultados dos exames médicos indicadores da gravidade da asma. A maior parte destas correlações apontam para uma associação entre o aumento da poluição e o agravamento da asma. Estas associações são encontradas para todos os poluentes, em especial os COV. No que diz respeito aos indicadores médicos, é com o pH10 que se observam mais associações. Verificou-se ainda que as correlações, quando separadas para os grupos de alérgicos e

não alérgicos, são distintas das correlações conjuntas, indiciando que estes dois tipos de doentes reagem de modo diferente à exposição à poluição atmosférica.

O estudo de associação de variáveis permitiu analisar a influência das variáveis de caracterização na variação das variáveis médicas e das variáveis ambientais. Foi possível concluir que as variáveis campanha, escola, estação, sexo e alergia influenciam a variação dos factores médicos e ambientais, não podendo ser desprezadas, enquanto que a variável infestação por ácaros não revela qualquer influência nos resultados médicos.

A análise de regressão múltipla revelou que os factores ambientais têm capacidades explicativas consideráveis dos indicadores médicos (até aos 45%). Esta análise também evidencia as diferenças entre crianças alérgicas e não alérgicas, pois os modelos construídos são distintos para cada um dos grupos de crianças.

Por fim, a análise de clusters, confirmou os resultados dos testes anteriores. Os grupos criados com esta análise voltaram a revelar diferenças entre os alérgicos e não alérgicos. Entre os grupos de alérgicos verificou-se que os mais expostos à poluição revelam maior acidez das vias respiratórias. Entre os grupos de não alérgicos, os que estão mais expostos à poluição atmosférica apresentam maiores variações, diurna e semanal, do PEF e maiores variações dos parâmetros espirométricos.

CAPÍTULO 8

8 Conclusões

As exigências da sociedade dos dias de hoje, face a um desenvolvimento económico e tecnológico em crescimento exponencial, resultam na depleção e deterioração dos recursos naturais, que acarretam significativos impactes ambientais com repercussões na saúde. O conhecimento e preocupação com tal facto tem resultado numa progressiva inclusão das questões da saúde nas políticas de ambiente, por se considerar que qualquer dano causado no ambiente provoca prejuízos, directos e/ou indirectos, no Homem. Um dos mais recentes compromissos políticos na área do ambiente e saúde foi assumido na 5ª Conferência Ministerial de Ambiente e Saúde, realizada em Parma, em Março de 2010. Nesta conferência foi adoptada a Declaração Ministerial de Ambiente e Saúde (Declaração de Parma), em que os signatários se comprometeram a reforçar o compromisso de reduzir os principais factores de risco para a saúde humana relacionados com o ambiente, nos próximos 10 anos, com especial enfoque nas crianças. Entre as quatro áreas prioritárias, destaca-se “prevenir e reduzir as doenças respiratórias devidas à poluição do ar interior e exterior, contribuindo, designadamente, para uma redução na frequência de ataques de asma”. É neste âmbito que é desenvolvido o trabalho desta tese, que se pretende que constitua um contributo de base científica para o conhecimento do binómio ambiente-saúde. Este contributo assentou, quer no desenvolvimento de uma metodologia e de uma ferramenta para esta análise, quer na análise de um caso de estudo concreto.

A possibilidade de a poluição atmosférica ser prejudicial à saúde humana é uma circunstância assumida como verdadeira pela população na generalidade, mas que carece ainda de validação científica em alguns campos. Quais são os poluentes com repercussões na saúde? Existem níveis seguros de exposição? Qual o melhor método para avaliar a exposição? Estas são questões que ainda necessitam de resposta.

Como resultado do conhecimento já existente foi produzida, nas últimas décadas, uma extensa estratégia política na área do ar exterior, resultando no estabelecimento de valores máximos admissíveis de concentração de poluentes no ar ambiente. Contrastando com o elaborado conjunto de políticas existentes para o ar ambiente, no que diz respeito ao ar interior encontram-se muito menos documentos, não existindo estratégias comuns ou documentos enquadradores. O ano de 2010 parece ser um ano de viragem nestas preocupações, pois a Declaração de Parma (Março de 2010) identifica claramente o ar interior como uma preocupação, e foram também publicados pela OMS (Dezembro de 2010) valores guia para alguns poluentes no ar interior.

Esta falta de legislação respeitante ao ar interior é resultante de mais do que um factor, nomeadamente a crença de que os poluentes no ar interior eram transportados a partir do exterior, acreditando-se muitas vezes na inocuidade das fontes interiores, e a dificuldade em estabelecer legislação para o domínio privado, no interior dos edifícios. Existe já alguma legislação aplicável aos edifícios, definida por cada país. No entanto, uma avaliação dos valores encontrados mostra que estes não são todos estabelecidos com base nos mesmos pressupostos, sendo muito variáveis. Esta preocupação com o ar interior tem que se assumir cada vez mais como uma prioridade, face à crescente percentagem de tempo passada nestes ambientes, e à modificação dos poluentes encontrados nestes espaços, fruto dos materiais utilizados, e da cada vez maior estanquicidade dos edifícios, como resposta a uma política de poupança energética. Este facto resulta também, na necessidade de prestar atenção a novos poluentes, cuja presença não era importante no ar ambiente.

O estudo realizado no âmbito desta tese desenvolveu-se sobre um caso concreto, Viseu, e enquadrado num projecto mais abrangente, o projecto SaudAr. No decorrer do trabalho avaliou-se a qualidade do ar em Viseu, em ambientes interiores e exteriores e no que diz respeito aos seguintes poluentes: PM, O₃, NO_x, BTEX e formaldeído. Face a esta avaliação conclui-se que Viseu não apresenta problemas de qualidade do ar face à legislação e recomendações existentes. Apenas a matéria particulada ultrapassa

ocasionalmente, no ar ambiente, as concentrações legisladas. Com o objectivo de avançar na cadeia de eventos, que relaciona a qualidade do ar com os efeitos na saúde, desenvolveu-se um modelo, o doseAr, que permite calcular a exposição individual e a dose inalada de um conjunto de poluentes. Este modelo, que inclui módulos meteorológicos e de qualidade do ar, foi aplicado ao caso de estudo para o cálculo da exposição e dose inalada, dos poluentes referidos, durante os quatro períodos nos quais se realizaram campanhas experimentais. O modelo desenvolvido está preparado para ser utilizado acoplado ao sistema de modelos MM5/CHIMERE, mas pode ser facilmente adaptado a outros modelos com características semelhantes. Pode também assimilar concentrações medidas de poluentes. O doseAr inclui perfis actividade/tempo padrão, para várias classes populacionais, assim como pode ler perfis actividade/tempo específicos, para indivíduos específicos. No caso em concreto, o doseAr foi aplicado para calcular a exposição e dose inalada das crianças no projecto SaudAr, para as quatro campanhas experimentais. Os resultados obtidos evidenciam a vantagem do avanço na cadeia de eventos. A sua análise demonstra que, apesar de viverem numa área geográfica restrita, as exposições individuais das crianças apresentam uma variabilidade significativa, evidenciando o possível erro quando se assume uma única concentração medida como indicador de exposição. Os valores da dose inalada reforçam esta análise e comprovam a importância relativa dos microambientes onde os níveis de actividade física são elevados.

A análise conjunta, dos dados relativos à poluição atmosférica e à gravidade da asma das crianças, indica a existência de associações entre a poluição atmosférica e o agravamento da asma. Estas associações existem, apesar dos níveis de poluentes serem baixos, face aos valores legislados. De referir, que o facto de se terem encontrado relações entre a matéria particulada, NO_x e O₃ e o agravamento da doença asmática vem corroborar as conclusões de outros autores. Porém, são raros os estudos que encontraram associação entre os compostos orgânicos voláteis e a asma. Não foi possível distinguir claramente a dose inalada como um indicador de exposição com uma melhor associação aos indicadores médicos do que a exposição individual. Este facto pode dever-se, quer ao erro introduzido no cálculo da dose, quer ao facto de os indivíduos estudados terem um perfil actividade tempo muito similar entre si, reduzindo, deste modo, o valor acrescentado do cálculo da dose inalada, face à exposição individual.

Pensa-se que esta tese constitui um contributo válido para o esclarecimento da relação entre a poluição atmosférica e o agravamento da asma, através dos resultados concretos do caso em estudo. Espera-se também que a ferramenta desenvolvida possa garantir a continuidade da aplicação e geração de informação nesta área, ainda carente de conhecimento.

Mais do que responder a questões, considera-se que uma tese vale também pelas lacunas que identifica e pelas questões que coloca. Neste sentido, identifica-se a necessidade de estudos de concentrações no ar interior, em particular de compostos menos frequentes, ou com concentrações menores no ar ambiente; entre estes encontram-se os compostos orgânicos voláteis.

Considera-se também como essencial que os países estabeleçam valores-limite, ou concentrações de referência, para edifícios públicos, em particular aqueles que albergam grupos mais vulneráveis, como escolas e hospitais, assim como estratégias e políticas consistentes para a melhoria da qualidade do ar nestes espaços.

Por último, não se pode deixar de referir a mais-valia dos estudos e equipas multidisciplinares numa área como a da interface ambiente/saúde.

REFERÊNCIAS

Referências

AEA - Environment and health. Copenhaga: Agência Europeia do Ambiente, 2005. 35 pp.

AEA - Europe's environment. The fourth assessment. Copenhaga: Agência Europeia do Ambiente, 2007. 452 pp.

ALMEIDA, SM; CANHA, N; SILVA, A; FREITAS, MDC; PEGAS, P; ALVES, C; EVTYUGINA, M & PIO, CA - Children exposure to atmospheric particles in indoor of Lisbon primary schools. Atmospheric Environment. Vol. In Press, Corrected Proof (in press).

ALVIM-FERRAZ, MCM; SOUSA, SIV; PEREIRA, MC & MARTINS, FG - Contribution of anthropogenic pollutants to the increase of tropospheric ozone levels in the Oporto Metropolitan Area, Portugal since the 19th century. Environmental Pollution. Vol. 140, n.º 3 (2006), p. 516-524.

ALVING, K; WEITZBERG, E & LUNDBERG, J - Increased amount of nitric oxide in exhaled air of asthmatics. European Respiratory Journal. Vol. 6 (1993), p. 1368-1370.

ANDERSEN, I; LUNDQVIST, GR & MØLHAVE, L - Indoor air pollution due to chipboard used as a construction material. Atmospheric Environment (1967). Vol. 9, n.º 12 (1975), p. 1121-1127.

ANDERSON, HR; PONCE DE LEON, A; BLAND, JM; BOWER, JS; EMBERLIN, J & STRACHAN, DP - Air pollution, pollens, and daily admissions for asthma in London 1987-92. Thorax. Vol. 53, n.º 10 (1998), p. 842-848.

ANDERSON, HR; SPIX, C; MEDINA, S; SCHOUTEN, JP; CASTELLSAGUE, J; ROSSI, G; ZMIROU, D; TOULOUMI, G; WOJTYNIAK, B; PONKA, A; BACHAROVA, L; SCHWARTZ, J & KATSOUYANNI, K - Air pollution and daily admissions for chronic obstructive pulmonary disease in 6 European cities: results from the APHEA project. European Respiratory Journal. Vol. 10, n.º 5 (1997), p. 1064-1071.

APA - Alocação espacial de emissões em 2003: gases acidificantes, eutrofizantes e precursores de ozono; partículas; metais pesados; gases com efeito de estufa. Lisboa: Agência Portuguesa do Ambiente, 2006. 40 pp.

APA - Alocação espacial de emissões em 2005: gases acidificantes, eutrofizantes e precursores de ozono; partículas; metais pesados; gases com efeito de estufa. Lisboa: Agência Portuguesa do Ambiente, 2008a.

APA - Evolução da qualidade do ar em Portugal entre 2001 e 2005. Lisboa: Agência Portuguesa do Ambiente, 2008b.

APA - Manual de métodos e de procedimentos operativos das redes de monitorização da qualidade do ar - amostragem e análise. Lisboa: Agência Portuguesa do Ambiente, 2010a. 284 pp.

APA - Previsão do índice de qualidade do ar [em linha]. Lisboa: Agência Portuguesa do Ambiente, 2010b. [Consult. Maio 2010]. Disponível na internet: <URL: <http://www.prevqualar.org/>>.

AQUILINA, N; DUDEK, AV; CARVALHO, A; BORREGO, C & NORDENG, TE - MM5 high resolution simulations over Lisbon. European Geosciences Union, 2005. City: Geophysical Research Abstracts, 2005. 08685 p.

ASHER, MI & WEILAND, SK - The International Study of Asthma and Allergies in Childhood (ISAAC). Clinical and Experimental Allergy. Vol. 28, n.º 5 (1998), p. 52-66.

ATKINSON, R; ANDERSON, H; SUNYER, J; AYRES, J; BACCINI, M; VONK, J; BOUMGHAR, A; FORASTIERE, F; FORSBERG, B; TOULOUMI, G; SCHWARTZ, J & KATSOUYANNI, K - Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions: results from APHEA 2 project. Air Pollution and Health: a European Approach. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine. Vol. 64, n.º 10 (2001), p. 1860-1866.

ATKINSON, R; ANDERSON, HR; STRACHAN, DP; BLAND, JM; BREMNER, SA & PONCE DE LEON, A - Short-term associations between outdoor air pollution and visits to accident and emergency departments in London for respiratory complaints. European Respiratory Journal. Vol. 13, n.º 2 (1999a), p. 257-265.

ATKINSON, R; BAULCH, DL; COX, RA; HAMPSON, RF; KERR, JA; ROSSI, MJ & TROE, J - Evaluated kinetic and photochemical data for atmospheric chemistry: Supplement V: IUPAC subcommittee on gas kinetic data evaluation for atmospheric chemistry. Atmospheric Environment. Vol. 30, n.º 22 (1996), p. 3903-3904.

ATKINSON, R; BREMNER, SA; ANDERSON, HR; STRACHAN, DP; BLAND, JM & DE LEON, AP - Short-term associations between emergency hospital admissions for respiratory and cardiovascular disease and outdoor air pollution in London. Archives of Environmental Health: An International Journal. Vol. 54, n.º 6 (1999b), p. 398 - 411.

ATS/ERS - ATS/ERS recommendations for standardized procedures for the online and offline measurement of exhaled lower respiratory nitric oxide and nasal nitric oxide, 2005. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine. Vol. 171, n.º 8 (2005), p. 912-930.

AUMONT, B; CHERVIER, F & LAVAL, S - Contribution of HONO sources to the NOx/HOx/O3 chemistry in the polluted boundary layer. Atmospheric Environment. Vol. 37, n.º 4 (2003), p. 487-498.

BAEK, S; KIM, Y & PERRY, R - Indoor air quality in homes, offices and restaurants in Korean urban area - indoor/outdoor relationships. Atmospheric Environment. Vol. 31, n.º 4 (1997), p. 529-544.

BALDI, I; TESSIER, J; KAUFFMANN, F; JACQMIN-GADDA, H; NEJJARI, C & SALAMON, R - Prevalence of asthma and mean levels of air pollution: results from the French PAARC survey. Pollution Atmospherique et Affections Respiratoires Chroniques. European Respiratory Journal. Vol. 14, n.º 1 (1999), p. 132-138.

BELANGER, K; GENT, JF; TRICHE, EW; BRACKEN, MB & LEADERER, BP - Association of indoor nitrogen dioxide exposure with respiratory symptoms in children with asthma. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine. Vol. 173, n.º 3 (2006), p. 297-303.

BERGLUND, M; ELINDER, C & JARUP, L - Human exposure assessment: an introduction. Estocolmo: OMS, 2001.

BERNARD, N; GERBER, M; ASTRE, C & SAINTOT, M - Ozone measurement with passive samplers: validation and use for ozone pollution assessment in Montpellier, France. Environmental Science and Technology. Vol. 33, n.º 2 (1999), p. 217-222.

BESSAGNET, B; HODZIC, A; VAUTARD, R; BEEKMANN, M; CHEINET, S; HONORÉ, C; LIOUSSE, C & ROUIL, L - Aerosol modeling with CHIMERE-preliminary evaluation at the continental scale. Atmospheric Environment. Vol. 38, n.º 18 (2004), p. 2803-2817.

BORREGO, C; NEUPARTH, N; CARVALHO, AC; CARVALHO, A; MIRANDA, AI; COSTA, AM; MONTEIRO, A; MARTINS, H; CORREIA, I; FERREIRA, J; AMORIM, JH; MARTINS, J; PINTO, JR; SANTOS, J; SILVA, JV; VALENTE, J; SIMÕES, L; LOPES, M; TCHEPEL, O; CASCÃO, P; LOPES DA MATA, P; MARTINS, P; SANTOS, P; TAVARES, R; NUNES, T & MARTINS, V - A saúde e o ar que respiramos - um caso de estudo em Portugal: Textos de Educação. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2008. ISBN 978-972-31-1259-7.

BORREGO, C; SÁ, E; MONTEIRO, A; FERREIRA, J & MIRANDA, AI - Forecasting human exposure to atmospheric pollutants in Portugal - A modelling approach. Atmospheric Environment. Vol. 43, n.º 36 (2009), p. 5796-5806.

BORREGO, C; VALENTE, J; CARVALHO, A; SÁ, E; LOPES, M & MIRANDA, AI - Contribution of residential wood combustion to PM10 levels in Portugal. Atmospheric Environment. Vol. 44, n.º 5 (2010), p. 642-651.

BOSSARD, M; FERANEC, J & OTAHEL, J - CORINE land cover technical guide – Addendum 2000. Copenhagen: European Environment Agency, 2000.

BRANIS, M; REZÁCOVÁ, P & DOMASOVÁ, M - The effect of outdoor air and indoor human activity on mass concentrations of PM10, PM2.5, and PM1 in a classroom. Environmental Research. Vol. 99, n.º 2 (2005), p. 143-149.

BRAUER, M; HOEK, G; VAN VLIET, P; MELIEFSTE, K; FISCHER, PH; WIJGA, A; KOOPMAN, LP; NEIJENS, HJ; GERRITSEN, J; KERKHOF, M; HEINRICH, J; BELLANDER, T & BRUNEKREEF, B - Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine. Vol. 166, n.º 8 (2002), p. 1092-1098.

BRAUN-FAHRLANDER, C; VUILLE, JC; SENNHAUSER, FH; NEU, U; KUNZLE, T; GRIZE, I; GASSNER, M; MINDER, C; SCHINDLER, C; VARONIER, HS & WUTHRICH, B - Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. SCARPOL Team. Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution, Climate and Pollen. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine. Vol. 155, n.º 3 (1997), p. 1042-1049.

BRITIGAN, N; ALSHAWA, A & NIZKORODOV, SA - Quantification of ozone levels in indoor environments generated by ionization and ozonolysis air purifiers. Journal of Air and Waste Management Association. Vol. 56 (2006), p. 601-610.

BRUNEKREEF, B & HOLGATE, ST - Air pollution and health. The Lancet. Vol. 360, n.º 9341 (2002), p. 1233-1242.

BUGALHO DE ALMEIDA, A; COVAS, A; PRATES, L & FRAGOSO, E - Internamento e mortalidade intra-hospitalar por asma em Portugal continental (2000-2007). . Revista Portuguesa de Pneumologia. Vol. 15, n.º 3 (2009), p. 367-383.

BURNETT, R - Association between ozone and hospitalization for respiratory diseases in 16 Canadian cities. Environmental Research. Vol. 72 (1997), p. 24-31.

CARR, D; VON EHRENSTEIN, O; WEILAND, S; WAGNER, C; WELLIE, O; NICOLAI, T & VON MUTIUS, E - Modeling annual benzene, toluene, NO₂, and soot concentrations on the basis of road traffic characteristics. Environmental Research. Vol. 90, n.º 2 (2002), p. 111-118.

CARVALHO, A; MONTEIRO, A; SOLMAN, S; MIRANDA, AI & BORREGO, C - Climate-driven changes in air quality over Europe by the end of the 21st century, with special reference to Portugal. Environmental Science & Policy. Vol. 13, n.º 6 (2010), p. 445-458.

CARVALHO, AC - A qualidade do ar e as alterações climáticas. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente. Aveiro: Universidade de Aveiro, 2006. 194 pp.

CARVALHO, AC; CARVALHO, A; GELPI, I; BARREIRO, M; BORREGO, C; MIRANDA, AI & PEREZ-MUNUZURI, V - Influence of topography and land use on pollutants dispersion in the Atlantic coast of Iberian Peninsula. Atmospheric Environment. Vol. 40 (2006), p. 3969-3982.

CEPA - Formaldehyde in the home.: California Environmental Protection Agency, Air Resources Board. , 2004.

CHEN, L - Elementary school absenteeism and air pollution. Inhalation Toxicology. Vol. 12 (2000), p. 997-1016.

CICCONE, G; FORASTIERE, F; AGABITI, N; BIGGERI, A; BISANTI, L; CHELLINI, E; CORBO, G; DELL'ORCO, V; DALMASSO, P; VOLANTE, TF; GALASSI, C; PIFFER, S; RENZONI, E; RUSCONI, F; SESTINI, P & VIEGI, G - Road traffic and adverse respiratory effects in children. SIDRIA Collaborative Group. Occupational and Environmental Medicine. Vol. 55, n.º 11 (1998), p. 771-778.

DE MOORE, W; SANDETR, S; GOLDEN, D; HAMPTON, R; KURYLO, M; HOWARD, C; RAVISHANKARA, A; KOLB, C & MOLINA, M - Chemical kinetics and photochemical data for use in stratospheric modelling evaluation. . Pasadena: JPL 1994. 26 pp.

DELLE MONACHE, L; NIPEN, T; DENG, X; ZHOU, Y & STULL, R - Ozone ensemble forecasts: 2. A Kalman filter predictor bias correction. Journal of Geophysical Research. Vol. 111, n.º D5 (2006), p. D05308.

DENBY, B; GEORGIEVA, E; LARSEN, S; GUERREIRO, C; LI, L; DOUROS, J; MOUSSIOPOULOS, N; FRAGKOU, I; GAUSS, M; OLESEN, H; MIRANDA, AI; DILARA, P; THUNIS, P; LAPPI, S; ROUIL, L; LÜKEWILLE, A; QUEROL, X; MARTIN, F; SCHAAP, M; VAN DEN HOUT, D; KOBE, A; SILIBELLO, C; VINCENT, K; STEDMAN, J; GONÇALVES, M; PIROVANO, G; VOLTA, L; VAN PUL, A; GONZÁLEZ ORTIZ, A; ROBERTS, P & OETTL, D - Guidance on the use of models for the European Air Quality Directive: A working document of the Forum for Air Quality Modelling in Europe FAIRMODE. Version 5.1. 2010.

DGS - Risco de Morrer em Portugal 2002. Lisboa: Direcção Geral de Saúde, 2004.

DJALALOVA, I; WILCZAK, J; MCKEEN, S; GRELL, G; PECKHAM, S; PAGOWSKI, M; DELLEMONACHE, L; MCQUEEN, J; TANG, Y; LEE, P; MCHENRY, J; GONG, W; BOUCHET, V & MATHUR, R - Ensemble and bias-correction techniques for air quality model forecasts of surface O₃ and PM_{2.5} during the TEXAQS-II experiment of 2006. Atmospheric Environment. Vol. 44, n.º 4 (2010), p. 455-467.

DOCKERY, DW; CUNNINGHAM, J; A.I., D; NEAS, LM; SPENGLER, JD; KOUTRAKIS, P; WARE, JH; RAIZENNE, M & SPEIZER, FE - Health effects of acid aerosols on North American children: respiratory symptoms. Environmental Health Perspectives. Vol. 104, n.º 5 (1996), p. 500-505.

DOCKERY, DW; POPE, CA; XU, X; SPENGLER, JD; WARE, JH; FAY, ME; FERRIS, BG & SPEIZER, FE - An association between air pollution and mortality in six U.S. Cities. New England Journal of Medicine. Vol. 329, n.º 24 (1993), p. 1753-1759.

DOCKERY, DW; SPEIZER, FE; STRAM, DO; WARE, JH; SPENGLER, JD & FERRIS, BGJ - Effects of inhalable particles on respiratory health of children. American Review of Respiratory Disease. Vol. 139, n.º 3 (1989), p. 587-594.

DUAN, N - Models for human exposure to air pollution. Environment International. Vol. 8 (1982), p. 305-309.

DUDHIA, J - A nonhydrostatic version of the Penn State-NCAR mesoscale model: validation tests and simulation of an atlantic cyclone and cold front. Monthly Weather Review. Vol. 121, n.º 5 (1993), p. 1493-1513.

DUDHIA, J - A multi-layer soil temperature model for MM5. 1996. Disponível na internet: <URL:<http://www.mmm.ucar.edu/mm5/mm5v2/whatisnewinv2.html>>.

DUDHIA, J; GILL, D; MANNING, K; WANG, W & BRUYERE, C - PSU/NCAR mesoscale modelling system tutorial class notes and users' guide (MM5 modelling system version 3). PSU/NCAR, 2005.

DUHME, H; WEILAND, SK; KEIL, U; KRAEMER, B; SCHMID, M; STENDER, M & CHAMBLESS, L - The association between self-reported symptoms of asthma and allergic rhinitis and self-reported traffic density on street of residence in adolescents. Epidemiology. Vol. 7, n.º 6 (1996), p. 578-582.

ENGLISH, P; NEUTRA, R; SCALE, R; SULLIVAN, M; WALLER, L & ZHU, L - Examining associations between childhood asthma and traffic flow using a geographic information system. Environmental Health Perspectives. Vol. 107, n.º 9 (1999), p. 761-767.

EUROBARÓMETRO - Perception du développement durable et préoccupations environnementales des européens. Gallup Europe, 2002. 51 pp.

FÉLIX, A - Fichas toxicológicas. Coimbra: Administração Regional de Saúde do Centro, 2004.

FERNANDES, EO; SILVA, GV; MARTINS, A; SAMÚDIO, MJ; GUEDES, J; BARROS, H; RAMOS, E & FRAGA, S - Saúde Ambiental em Ambiente Escolar. In: Borrego, C; Carvalho, A; Miranda, AI; Costa, AM; Monteiro, A; Amorim, JH; Valente, J; Lopes, M ; Neuparth, N - Investigação em Ambiente e saúde: desafios e estratégias. Aveiro: Universidade de Aveiro, 2009.

FERREIRA, D; DUARTE, R & CARVALHO, A - Exacerbações na asma persistente grave – Impacto do controlo dos factores de risco. Revista Portuguesa de Pneumologia. Vol. 13, n.º 5 (2007), p. 675-689.

FERREIRA, F; NOGUEIRA, L; SANTOS, C; TENTE, H; MOREIRA, S; JERÓNIMO, C; GOMES, P & MATOS, A - Diagnóstico e metodologia para o estudo dos efeitos das partículas finas na cidade de Lisboa. In: Borrego, C; Carvalho, A; Miranda, AI; Costa, AM; Monteiro, A; Amorim, JH; Valente, J; Lopes, M ; Neuparth, N - Investigação em ambiente e saúde: desafios e estratégias. Aveiro: Universidade de Aveiro, 2009.

FERREIRA, J - Relação Qualidade do Ar e Exposição Humana a Poluentes Atmosféricos. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente. Aveiro: Universidade de Aveiro, 2007. 193 pp.

FORASTIERE, F; PETERS, A; KELLY, FJ & HOLGATE, ST - Nitrogen dioxide. In: OMS - Air quality guidelines: global update 2005. Copenhaga: OMS, 2006.

FROMME, H; TWARDELLA, D; DIETRICH, S; HEITMANN, D; SCHIERL, R; LIEBL, B & RÜDEN, H - Particulate matter in the indoor air of classrooms--exploratory results from Munich and surrounding area. Atmospheric Environment. Vol. 41, n.º 4 (2007), p. 854-866.

GEISS, O; TIRENDI, S; BARRERO-MORENO, J & KOTZIAS, D - Investigation of volatile organic compounds and phthalates present in the cabin air of used private cars. Environment International. Vol. 35, n.º 8 (2009), p. 1188-1195.

GELBARD, F & SEINFELD, JH - Simulation of multicomponent aerosol dynamics. Journal of Colloid and Interface Science. Vol. 78, n.º 2 (1980), p. 485-501.

GENEMIS - GENEMIS (Generation of European Emission Data for Episodes) Project (1994): EUROTRAC Annual Report, Part 5. Garmisch-Partenkirchen: EUROTRAC International Scientific Secretariat, 1994.

GENT, J; TRICHE, E; HOLFORD, T; BELANGER, K; BRACKEN, M; BECKETT, W & LEADERER, B - Association of low-level ozone and fine particles with respiratory symptoms in children with asthma. Journal of the American Medical Association. Vol. 290, n.º 14 (2003), p. 1915-1917.

GEROS, V - Indoor Air Quality. In: Santamouris, M - Environmental Design of Urban Buildings. An Integrated Approach. Gateshead: International Institute for Environment and Development, 2006. ISBN 1-902916-42-5, p. 245-255.

GFN - Global Footprint Network [em linha]. Global Footprint Network, 2010. [Consult. Agosto, 2010]. Disponível na internet: <URL: <http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/>>.

GIELEN, MH; VAN DER ZEE, SC; VAN WIJNEN, JH; VAN STEEN, CJ & BRUNEKREEFF, B - Acute effects of summer air pollution on respiratory health of asthmatic children. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine. Vol. 155, n.º 6 (1997), p. 2105-2108.

GILLILAND, F - The effects of ambient air pollution on school absenteeism due to respiratory illnesses. Epidemiology. n.º 12 (2001), p. 43-54.

GINA - Global strategy for asthma management and prevention - 2009 update. Global Initiative for Asthma, 2010. 92 pp.

GINOUX, P; CHIN, M; TEGEN, I; PROSPERO, JM; HOLBEN, B; DUBOVIK, O & LIN, S-J - Sources and distributions of dust aerosols simulated with the GOCART model. Journal of Geophysical Research. Vol. 106, n.º D17 (2001), p. 20255-20273.

GRELL, GA; DUDHIA, J & STAUFFER, DR - A description of the fifth-generation Penn State/NCAR mesoscale model (MM5). Boulder, Colorado: National Centre for Atmospheric Research, 1994. Tech. Rep. NCAR/TN-398+STR.

GULLIVER, J & BRIGGS, DJ - Personal exposure to particulate air pollution in transport microenvironments. Atmospheric Environment. Vol. 38 (2004), p. 1-8.

HAIR, J; ANDERSON, R & B., B - Multivariate Data Analysis 7th. Prentice Hall 2009. ISBN 0138132631.

HARRISON, RM & JONES, M - The chemical composition of airborne particles in the UK atmosphere. Science of the Total Environment. Vol. 168, n.º 3 (1995), p. 195-214.

HARRISON, RM & YIN, J - Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health? The Science of The Total Environment. Vol. 249, n.º 1-3 (2000), p. 85-101.

HASSELBLAD, V; EDDY, DM & KOTCHMAR, DJ - Synthesis of environmental evidence: nitrogen dioxide epidemiology studies. Journal of the Air & Waste Management Association. Vol. 42 (1992), p. 662-671.

HAUFROID, V & LISON, D - Urinary cotinine as a tobacco-smoke exposure index: a minireview. International Archives of Occupational and Environmental Health. Vol. 71, n.º 3 (1998), p. 162-168.

HC - Residential indoor air quality guideline: formaldehyde. Ottawa: Health Canada, 2006. ISBN 0-662-42661-4.

HERTEL, O; DE LEEUW, F; RAASCHOU-NIELSEN, O; JENSEN, S; GEE, D; HERBARTH, O; PRYOR, S; PALMGREN, F & OLSEN, E - Human exposure to outdoor air pollution - IUPAC Technical Report. Pure Applied Chemistry. Vol. 73, n.º 6 (2001), p. 933-958.

HODZIC, A; CHEPFER, H; VAUTARD, R; CHAZETTE, P; BEEKMANN, M; BESSAGNET, B; B., C; CUESTA, J; DROBINSKI, P; GOLOUB, P; HAEFFELIN, M & MORILLE, Y - Comparison of aerosol chemistry-transport model simulations with lidar and sun-photometer observations at a site near Paris. Journal of Geophysical Research. Vol. 109 n.º D23 (2004), p. Art. No. D23201.

HODZIC, A; VAUTARD, R; BESSAGNET, B; LATTUATI, M & MORETO, F - Long-term urban aerosol simulation versus routine particulate matter observations. Atmospheric Environment. Vol. 39, n.º 32 (2005), p. 5851-5864.

HOLLOWAY, T; KINNEY, PL & SAUTHOFF, A - Application of air quality models to public health analysis. Energy for Sustainable Development. Vol. 9, n.º 3 (2005), p. 49-57.

HOROWITZ, LW; WALTERS, S; MAUZERALL, DL; EMMONS, LK; RASCH, PJ; GRANIER, C; TIE, X; LAMARQUE, J-F; SCHULTZ, MG; TYNDALL, GS; ORLANDO, JJ & BRASSEUR, GP - A global simulation of tropospheric ozone and related tracers: Description and evaluation of MOZART, version 2. Journal of Geophysical Research. Vol. 108, n.º D24 (2003), p. 4784.

HORVÁTH, I; HUNT, J; BARNES, P; ALVING, K; ANTCHAK, A; BARALDI, E; BECHER, G; VAN BEURDEN, W; CORRADI, M; DEKHUIJZEN, R; DWEIK, R; DWYER, T; EFFROS, R; ERZURUM, S; GASTON, B; GESSNER, C; GREENING, A; HO, L; HOHLFELD, J; JÖBSIS, Q; LASKOWSKI, D; LOUKIDES, S; MARLIN, D; MONTUSCHI, P; OLIN, A; REDINGTON, A; REINHOLD, P; VAN RENSEN, E; RUBINSTEIN, I; SILKOFF, P; TOREN, K; VASS, G; VOGELBERG, C & WIRTZ, H - ATS/ERS task force on exhaled breath condensate. Exhaled breath condensate: methodological recommendations and unresolved questions. European Respiratory Journal. Vol. 26, n.º 3 (2005), p. 523-548.

HUNT, J; FANG, K; MALIK, R; SNYDER, A; MALHOTRA, N; PLATTS-MILLS, T & GASTON, B - Endogenous airway acidification. Implications for asthma pathophysiology. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine. Vol. 161, n.º 3 (2000), p. 694-699.

INE - Censos 1991: resultados definitivos: Portugal. Lisboa: Instituto Nacional de Estatística, 1996. ISBN 972-673-180-1.

INE - Censos 2001: resultados definitivos: XIV Recenseamento Geral da População / IV Recenseamento Geral da Habitação: Censos. Lisboa: Instituto Nacional de Estatística, 2001. ISBN 972-673-610-2.

INE - Anuário estatístico da Região Centro - 2003. Coimbra: INE Direcção Regional do Centro, 2004a.

INE - Anuário Estatístico da Região do Alentejo - 2003. Évora: INE Direcção Regional do Alentejo, 2004b. 972-673-737-0.

INE - Anuário Estatístico da Região Norte - 2003. Porto: INE Direcção Regional do Norte, 2004c.

INE - Estatísticas da população [em linha]. INE, 2010. [Consult. Janeiro 2010]. Disponível na internet: <URL: <http://www.ine.pt/>>.

JACOBSON, MZ - Fundamentals of Atmospheric Modeling. 2nd. New York: Cambridge University Press, 2005. ISBN 978-0-521-83970-9.

JÄRNSTRÖM, H; SAARELA, K; KALLIOKOSKI, P & PASANEN, A-L - Reference values for indoor air pollutant concentrations in new, residential buildings in Finland. Atmospheric Environment. Vol. 40, n.º 37 (2006), p. 7178-7191.

JUST, J; SEGALA, C; SAHRAOUI, F; PRIOL, G; GRIMFELD, A & NEUKIRCH, F - Short-term health effects of particulate and photochemical air pollution in asthmatic children. European Respiratory Journal. Vol. 20, n.º 4 (2002), p. 899-906.

KATSOUYANNI, K; ZMIROU, D; SPIX, C; SUNYER, J; SCHOUTEN, J; PONKA, A; ANDERSON, H; LE MOULLEC, Y; WOJTYNIAK, B; VIGOTTI, M & ET, A - Short-term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiological time-series data. The APHEA project: background, objectives, design. European Respiratory Journal. Vol. 8, n.º 6 (1995), p. 1030-1038.

KEYSER, D & ANTHES, RA - The applicability of a mixed-layer model of the planetary boundary layer to real-data forecasting. Monthly Weather Review. Vol. 105 (1977), p. 1351-1371.

KHARITONOV, S; YATES, D; ROBBINS, R; LOGAN-SINCLAIR, R; SHINEBOURNE, E & BARNES, P - Increased nitric oxide in exhaled air of asthmatic patients. . Lancet. Vol. 343 (1994), p. 133-135.

KULMALA, M; LAAKSONEN, A & PIRJOLA, L - Parameterizations for sulfuric acid/water nucleation rates. Journal of Geophysical Research. Vol. 103, n.º D7 (1998), p. 8301-8307.

LATTUATI, M - Impact des émissions Européennes sur le bilan d'ozone troposphérique à l'interface de l'Europe et de l'Atlantique Nord: apport de la modélisation lagrangienne et des mesures en altitude. Paris: Université Pierre et Marie Curie, 1997.

LIN, S; MUNSIE, JP; HWANG, SA; FITZGERALD, E & CAYO, MR - Childhood asthma hospitalization and residential exposure to state route traffic. Environmental Research. Vol. 88, n.º 2 (2002), p. 73-81.

LIOY, PJ - Measurement methods for human exposure analysis. Environmental Health Perspectives. Vol. 103, n.º Supl. 3 (1995), p. 35-43.

MARTINS, A; SILVA, GV; FERNANDES, EO; NUNES, T; VALENTE, J; COSTA, AM; TCHEPEL, O & BORREGO, C - Indoor/Outdoor environment in Portuguese schools. 11th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Copenhagen, 2008. City 2008. Paper ID: 678 p.

MARTINS, H - Exploring the links between urban structure and air quality. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente. Aveiro: Universidade de Aveiro, 2009. 222 pp.

MCCONNELL, R; BERHANE, K; GILLILAND, F; LONDON, SJ; VORA, H; AVOL, E; GAUDERMAN, WJ; MARGOLIS, HG; LURMANN, F; THOMAS, DC & PETERS, JM - Air pollution and bronchitic symptoms in Southern California children with asthma. Environmental Health Perspectives. Vol. 107, n.º 9 (1999), p. 757-760.

MCGWIN, G; LIENERT, J & KENNEDY, JI - Formaldehyde exposure and asthma in children: a systematic review. Environmental Health Perspectives. Vol. 118, n.º 3 (2010), p. 313-317.

MCKEEN, S; WILCZAK, J; GRELL, G; DJALALOVA, I; PECKHAM, S; HSIE, EY; GONG, W; BOUCHET, V; MENARD, S; MOFFET, R; MCHENRY, J; MCQUEEN, J; TANG, Y; CARMICHAEL, GR; PAGOWSKI, M; CHAN, A; DYE, T; FROST, G; LEE, P & MATHUR, R - Assessment of an ensemble of seven real-time ozone forecasts over eastern North America during the summer of 2004. Journal of Geophysical Research. Vol. 110, n.º D21 (2005), p. D21307.

MEDINA, S; LE TERTRE, A; QUENEL, P; LE MOULLEC, Y; LAMELOISE, P; GUZZO, JC; FESTY, B; FERRY, R & DAB, W - Air pollution and doctors' house calls: results from the ERPURS system for monitoring the effects of air pollution on public health in Greater Paris, France, 1991-1995. Evaluation des Risques de la Pollution Urbaine pour la Sante. Environ Res. Vol. 75, n.º 1 (1997), p. 73-84.

MILLER, DP - Low level determination of nitrogen dioxide in ambient air using the Palmes tube. Atmospheric Environment. Vol. 22 (1988), p. 945-947.

MILLER, M; HANKINSON, J; BRUSASCO, V; BURGOS, F; CASABURI, R; COATES, A; CRAPO, R; ENRIGHT, P; VAN DER GRINTEN, C; GUSTAFSSON, P; JENSEN, R; JOHNSON, D; MACINTYRE, N; MCKAY, R; NAVAJAS, D; PEDERSEN, O; PELLEGRINO, R; VIEGI, G & WANGER, J - Standardisation of spirometry. . European Respiratory Journal. Vol. 26, n.º 2 (2005), p. 319-338.

MIRANDA, AI; FERREIRA, J; VALENTE, J; SANTOS, P; AMORIM, JH & BORREGO, C - Smoke measurements during Gestosa 2002 experimental field fires. International Journal of Wildland Fire. n.º 14 (2005), p. 107-116.

MIRANDA, AI; MARTINS, V; CASCAO, P; AMORIM, JH; VALENTE, J; TAVARES, R; BORREGO, C; TCHEPEL, O; FERREIRA, AJ; CORDEIRO, CR; VIEGAS, DX; RIBEIRO, LM & PITA, LP - Monitoring of firefighters exposure to smoke during fire experiments in Portugal. Environment International. Vol. 36, n.º 7 (2010), p. 736-745.

MLAWER, EJ; TAUBMAN, SJ; BROWN, PD; IACONO, MJ & CLOUGH, SA - Radiative transfer for inhomogeneous atmosphere: RRTM, a validated correlated-k model for the longwave. Journal of Geophysical Research. Vol. 102, n.º D14 (1997), p. 505-508.

MONN, C - Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone. Atmospheric Environment. Vol. 35 (2001), p. 1-32.

MONTEIRO, A - Desenvolvimento de um sistema de avaliação e previsão da qualidade do ar para Portugal. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente. Aveiro: Universidade de Aveiro, 2007. 201 pp.

MONTEIRO, A; MIRANDA, AI; BORREGO, C; VAUTARD, R; FERREIRA, J & PEREZ, AT - Long-term assessment of particulate matter using CHIMERE model. Atmospheric Environment. Vol. 41 (2007), p. 7726-7738.

MONTEIRO, A; VAUTARD, R; BORREGO, C & MIRANDA, AI - Long-term simulations of photo oxidant pollution over Portugal using the CHIMERE model. Atmospheric Environment. Vol. 39, n.º 17 (2005), p. 3089-3101.

NENES, A; PANDIS, SN & PILINIS, C - ISORROPIA: a new thermodynamic equilibrium model for multiphase multicomponent inorganic aerosols. Aquatic Geochemistry. Vol. 4, n.º 1 (1998), p. 123-152.

NUNES, T; FERNANDES, A; FARINHA, A; VALENTE, J; LOPES, M & SANTOS, J - Caracterização da qualidade do ar interior e exterior por métodos passivos na cidade de Viseu. 9ª Conferência Nacional de Ambiente. , Aveiro, 2007. City: Universidade de Aveiro, 2007. 898 – 904 p.

OMS - Health aspects of air pollution. Results from the WHO project “Systematic review of health aspects of air pollution in Europe”. Copenhaga: Organização Mundial de Saúde, 2004.

OMS - Air Quality Guidelines - Global Update 2005. Copenhaga: WHO Regional Office for Europe, 2006. ISBN 92 890 2192 6.

OMS - Vigilância global, prevenção e controlo das doenças respiratórias crónicas. Uma abordagem integradora. Lisboa: 2008.

OMS - Global burden of diseases [em linha]. OMS, 2010a. [Consult. Janeiro 2010]. Disponível na internet: <URL: <http://www.who.int/>>.

OMS - Who guidelines for indoor air quality: selected pollutants [em linha]. Bona: WHO European Centre for Environment and Health, 2010b. [Consult. Fevereiro 2010]. Disponível na internet: <URL: http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair_agg/en/>. ISBN 9789289002134.

OTT, WR - Concepts of human exposure to air pollution. Environment International. Vol. 7 (1982), p. 179-196.

PAINHO, M & CAETANO, M - Cartografia de ocupação do solo - Portugal continental 1985-2000: Corine Land Cover 2000. Amadora: Instituto do Ambiente, 2006. 56 pp.

PALMES, ED; GUNNISON, AF; DiMATTIO, J & TOMCZYK, C - Personal sampler for nitrogen dioxide. American Industrial Hygiene Association Journal. Vol. 37, n.º 10 (1976), p. 570 - 577.

PANKOW, JF - An absorption model of gas/particle partitioning of organic compounds in the atmosphere. Atmospheric Environment. Vol. 28, n.º 2 (1994), p. 185-188.

PARK, S - Effects of air pollution on heart rate variability: the VA normative aging study. . Environmental Health Perspectives. Vol. 113 (2005), p. 304-309.

PEGAS, PN; ALVES, CA; EVTYUGINA, MG; NUNES, T; CERQUEIRA, M; FRANCHI, M; PIO, CA; ALMEIDA, SM & FREITAS, MC - Indoor air quality in elementary schools of Lisbon in spring. Environmental Geochemistry and Health. Vol. 2 (2010), p. 2.

PESTANA, MH & GAGEIRO, JN - Análise de dados para as ciências sociais - a complementaridade do SPSS. 3ª. Liboa: Edições Sílabo, 2003. ISBN 972-618-297-2.

PETERS, A; GOLDSTEIN, IF; BEYER, U; FRANKE, K; HEINRICH, J; DOCKERY, DW; SPENGLER, JD & WICHMANN, HE - Acute health effects of exposure to high levels of air pollution in eastern Europe. American Journal of Epidemiology. Vol. 144, n.º 6 (1996), p. 570-581.

PETERS, J; AVOL, E; NAVIDI, W; LONDON, S; GAUDERMAN, WJ; LURMANN, F; LINN, W; MARGOLIS, H; RAPPAPORT, E; GONG, HJ & THOMAS, D - A Study of Twelve Southern California Communities with Differing Levels and Types of Air Pollution . I. Prevalence of Respiratory Morbidity. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine. Vol. 159, n.º 3 (1999), p. 760-767.

PLÁCIDO, JL - A asma a nível nacional e mundial: perspectivas actuais e tendências de evolução. Revista Portuguesa de Clínica Geral. n.º 20 (2004), p. 7.

PNAAS - Plano Nacional de Acção Ambiente e Saúde. Resolução do Conselho de Ministros n.º 91/2008. 2008.

PRIOR, V - Campanha meteorológica em Viseu (19 a 25 de Junho de 2006). Lisboa: Instituto de Meteorologia, 2007. 18 pp.

PRIOR, V; CORREIA, S & NETO, J - Campanha meteorológica em Viseu - Janeiro de 2006. Lisboa: Instituto de Meteorologia, 2006.

RAMADOUR, M; BUREL, C; LANTEAUME, A; VERVLOET, D; CHARPIN, D; BRISSE, F; DUTAU, H & CHARPIN, D - Prevalence of asthma and rhinitis in relation to long-term exposure to gaseous air pollutants. Allergy. Vol. 55, n.º 12 (2000), p. 1163-1169.

REISNER, J; RASMUSSEN, RJ & BRUINTJES, RT - Explicit forecasting of supercooled liquid water in winter storms using the MM5 mesoscale model. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society. Vol. 124, n.º B (1998), p. 1071-1107.

RICH, D - Increased risk of paroxysmal atrial fibrillation episodes associated with acute increases in ambient air pollution. Environmental Health Perspectives. Vol. 114 (2005), p. 120-123.

ROTH, PM & REYNOLDS, SD - The Tool - Mathematical Modeling. In: Zannetti, P - Air Quality Modeling: Theories, Methodologies, Computational Techniques, and Available Databases and Software. EnviroComp Institute and Air and Waste Management Association, 2003. ISBN 0-923204-56-3,

RUMCHEV, K; SPICKETT, J; BULSARA, M; PHILLIPS, M & STICK, S - Association of domestic exposure to volatile organic compounds with asthma in young children. Thorax. Vol. 59, n.º 9 (2004), p. 746-751.

SALDIVA, P; KÜNZLI, N & LIPPMANN, M - Ozone. In: Saúde, Omd - Air quality guidelines: global update 2005. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2006.

SAMET, J & MAYNARD, R - Susceptibility of children to air pollution. In: OMS - Effects of air pollution on children's health and development. Bona: WHO Regional Office for Europe, 2005. p. 11-13.

SCHMIDT, H; DEROGNAT, C; VAUTARD, R & BEEKMANN, M - A comparison of simulated and observed ozone mixing ratios for the summer of 1998 in Western Europe. Atmospheric Environment. Vol. 35, n.º 36 (2001), p. 6277-6297.

SCHWARTZ, J - Is the Association of Airborne particles with Daily Deaths Confounded by Gaseous Air Pollutants? Environmental Health Perspectives. Vol. 112, n.º 5 (2004), p. 557-561.

SEINFELD, JH & PANDIS, SN - Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change. 2nd. Hoboken: John Wiley & Sons, 2006. ISBN 978-0-471072019-8.

SHIMA, M; NITTA, Y & ADACHI, M - Traffic-related air pollution and respiratory symptoms in children living along trunk roads in Chiba Prefecture, Japan. Journal of Epidemiology. Vol. 13, n.º 2 (2003), p. 108-119.

SILVA, J - Caracterização química e biológica de PM10 em ambiente escolar. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de mestre em Engenharia do Ambiente. Aveiro: Universidade de Aveiro, 2010. 70 pp.

SIMPSON, D - Long-period modelling of photochemical oxidants in Europe. Model calculations for July 1985. Atmospheric Environment. Part A. General Topics. Vol. 26, n.º 9 (1992), p. 1609-1634.

SIVERTSEN, B - Global ambient air pollution concentrations and trends. In: OMS - Air quality guidelines: global update 2005. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2006. ISBN 92 890 2192 6,

SMEDJE, G; NORBÁCK, D & EDLING, C - Asthma among secondary schoolchildren in relation to the school environment. Clinical and Experimental Allergy. Vol. 27, n.º 11 (1997), p. 1270-1278.

SMN - Atlas Climatológico de Portugal Continental. Lisboa: Serviço Meteorológico Nacional, 1974.

SOUSA, SI; ALVIM-FERRAZ, MC; MARTINS, FG & PEREIRA, MC - Ozone exposure and its influence on the worsening of childhood asthma. Allergy. Vol. 64, n.º 7 (2009), p. 1046-1055.

SPENGLER, JD; KOUTRAKIS, P; DOCKERY, DW; RAIZENNE, M & SPEIZER, FE - Health effects of acid aerosols on North American children: air pollution exposures. Environmental Health Perspectives. Vol. 104, n.º 5 (1996), p. 492-499.

STIEB, DM; BURNETT, RT; BEVERIDGE, RC & BROOK, JR - Association between ozone and asthma emergency department visits in Saint John, New Brunswick, Canada. Environmental Health Perspectives. Vol. 104, n.º 12 (1996), p. 1354-1360.

STOHL, A; WILLIAMS, E; WOTAWA, G & KROMP-KOLB, H - A European inventory of soil nitric oxide emissions and the effect of these emissions on the photochemical formation of ozone. Atmospheric Environment. Vol. 30, n.º 22 (1996), p. 3741-3755.

STUDNICKA, M; HACKL, E; PISCHINGER, J; FANGMEYER, C; HASCHKE, N; KUHR, J; URBANEK, R; NEUMANN, M & FRISCHER, T - Traffic-related NO2 and the prevalence of asthma and respiratory symptoms in seven year olds. European Respiratory Journal. Vol. 10, n.º 10 (1997), p. 2275-2278.

SUNYER, J; SPIX, C; QUENEL, P; PONCE-DE-LEON, A; PONKA, A; BARUMANDZADEH, T; TOULOUMI, G; BACHAROVA, L; WOJTYNIAK, B; VONK, J; BISANTI, L; SCHWARTZ, J & KATSOUYANNI, K - Urban air pollution and emergency admissions for asthma in four European cities: the APHEA Project. Thorax. Vol. 52, n.º 9 (1997), p. 760-765.

TAYLOR, KE - Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram. Journal of Geophysical Research. Vol. 106, n.º 7 (2001), p. 7183-7192.

TAYLOR, R; PIJNENBURG, M; SMITH, A & JONGSTE, J - Exhaled nitric oxide measurements: clinical application and interpretation. Thorax. Vol. 61 (2006), p. 817-827.

THOMPSON, AJ; SHIELDS, MD & PATTERSON, CC - Acute asthma exacerbations and air pollutants in children living in Belfast, Northern Ireland. Archives of Environmental Health. Vol. 56, n.º 3 (2001), p. 234-241.

THURSTON, GD; LIPPMANN, M; SCOTT, MB & FINE, JM - Summertime haze air pollution and children with asthma. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine. Vol. 155, n.º 2 (1997), p. 654-660.

TIMONEN, KL; PEKKANEN, J; TIITTANEN, P & SALONEN, RO - Effects of air pollution on changes in lung function induced by exercise in children with chronic respiratory symptoms. Occupational and Environmental Medicine. Vol. 59, n.º 2 (2002), p. 129-134.

UM - Global Land Cover Facility [em linha]. University of Maryland, 1997. [Consult. Disponível na internet: <URL: <http://glcf.umiacs.umd.edu/>>.

USEPA - Guidelines for exposure assessment. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 1992. EPA/600/Z-92/001.

USEPA - Air Quality Criteria for Particulate Matter. Environmental Protection Agency, 1997a.

USEPA - Exposure Factor's Handbook. Springfield, VA: National Center for Environmental Assessment, 1997b.

USEPA - Child-Specific Exposure Factors Handbook. Washington: United States Environmental Protection Agency, 2008. 687 pp.

VAN DER ZEE, S; HOEK, G; BOEZEN, HM; SCHOUTEN, JP; VAN WIJNEN, JH & BRUNEKREEF, B - Acute effects of urban air pollution on respiratory health of children with and without chronic respiratory symptoms. Occupational and Environmental Medicine. Vol. 56, n.º 12 (1999), p. 802-812.

VAN LOON, M; VAUTARD, R; SCHAAP, M; BERGSTRÖM, R; BESSAGNET, B; BRANDT, J; BUILTJES, PJH; CHRISTENSEN, JH; CUVELIER, C; GRAFF, A; JONSON, JE; KROL, M; LANGNER, J; ROBERTS, P; ROUIL, L; STERN, R; TARRASÓN, L; THUNIS, P; VIGNATI, E; WHITE, L & WIND, P - Evaluation of long-term ozone simulations from seven regional air quality models and their ensemble. Atmospheric Environment. Vol. 41, n.º 10 (2007), p. 2083-2097.

VAN VLIET, P; KNAPE, M; DE HARTOG, J; JANSSEN, N; HARSSEMA, H & BRUNEKREEF, B - Motor Vehicle Exhaust and Chronic Respiratory Symptoms in Children Living near Freeways. Environmental Research. Vol. 74, n.º 2 (1997), p. 122-132.

VAUTARD, R; BEEKMANN, M; ROUX, J & GOMBERT, D - Validation of a hybrid forecasting system for the ozone concentrations over the Paris area. Atmospheric Environment. Vol. 35, n.º 14 (2001), p. 2449-2461.

VAUTARD, R; SCHAAP, M; BERGSTRÖM, R; BESSAGNET, B; BRANDT, J; BUILTJES, PJH; CHRISTENSEN, JH; CUVELIER, C; FOLTESCU, V; GRAFF, A; KERSCHBAUMER, A; KROL, M; ROBERTS, P; ROUIL, L; STERN, R; TARRASON, L; THUNIS, P; VIGNATI, E & WIND, P - Skill and uncertainty of a regional air quality model ensemble. Atmospheric Environment. Vol. 43, n.º 31 (2009), p. 4822-4832.

VESTRENG, V; BREIVIK, K; ADAMS, M; WAGNER, A; GOODWIN, J; ROZOVSKAYA, O & PACYNA, JM - Inventory Review 2005, Emission Data reported to LRTAP Convention and NEC Directive, Initial review of HMs and POPs. Technical report MSC-W 1/2005. . European Environmental Agency, 2004.

WARE, J; FERRIS, BJ; DOCKERY, D; SPENGLER, J; STRAM, D & SPEIZER, F - Effects of ambient sulfur oxides and suspended particles on respiratory health of preadolescent children. American Review of Respiratory Disease. Vol. 133, n.º 5 (1986), p. 834-842.

WEILAND, S & FORASTIERE, S - The Impact of Air Pollution on Asthma and Allergies in Children. In: Effects of Air Pollution on Children's Health and Development. Bona: Organização Mundial de Saúde, 2005. p. 185.

WEILAND, SK; MUNDT, KA; RUCKMANN, A & KEIL, U - Self-reported wheezing and allergic rhinitis in children and traffic density on street of residence. Annals of Epidemiology. Vol. 4, n.º 3 (1994), p. 243-247.

WEILAND, SK; VON MUTIUS, E; HIRSCH, T; DUHME, H; FRITZSCH, C; WERNER, B; HUSING, A; STENDER, M; RENZ, H; LEUPOLD, W & KEIL, U - Prevalence of respiratory and atopic disorders among children in the East and West of Germany five years after unification. European Respiratory Journal. Vol. 14, n.º 4 (1999), p. 862-870.

WESCHLER, CJ - Ozone's impact on public health: contributions from indoor exposures to ozone and products of ozone-initiated chemistry. Environmental Health Perspectives. Vol. 114, n.º 10 (2006).

WESCHLER, CJ - Changes in indoor pollutants since the 1950s. Atmospheric Environment. Vol. 43, n.º 1 (2009), p. 153-169.

WHITE, MC; ETZEL, RA; WILCOX, WD & LLOYD, C - Exacerbations of childhood asthma and ozone pollution in Atlanta. Environ Res. Vol. 65, n.º 1 (1994), p. 56-68.

WILCZAK, J; MCKEEN, S; DJALALOVA, I; GRELL, G; PECKHAM, S; GONG, W; BOUCHET, V; MOFFET, R; MCHENRY, J; MCQUEEN, J; LEE, P; TANG, Y & CARMICHAEL, GR - Bias-corrected ensemble and probabilistic forecasts of surface ozone over eastern North America during the summer of 2004. J. Geophys. Res. Vol. 111, n.º D23 (2006), p. D23S28.

WILSON, JG & ZAWAR-REZA, P - Intraurban-scale dispersion modelling of particulate matter concentrations: Applications for exposure estimates in cohort studies. Atmospheric Environment. Vol. 40 (2006), p. 1053-1063.

WJST, M; REITMEIR, P; DOLD, S; WULFF, A; NICOLAI, T; VON LOEFFELHOLZ-COLBERG, EF & VON MUTIUS, E - Road traffic and adverse effects on respiratory health in children. British Medical Journal. Vol. 307, n.º 6904 (1993), p. 596-600.

WU, J; LURMANN, F; WINER, A; LU, R; TURCO, R & FUNK, T - Development of an individual exposure model for application to the Southern California children's health study. Atmospheric Environment. Vol. 39 (2005), p. 259-273.

Documentos legislativos consultados

COM(2001) 31 final, de 24 de Janeiro, Comunicação da Comissão Europeia ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões sobre o 6º Programa de Acção da Comunidade Europeia em matéria de ambiente "Ambiente 2010: o nosso futuro, a nossa escolha".

COM(2001) 245 final, de 4 de Maio, Comunicação da Comissão Europeia. Programa Ar Limpo para a Europa (CAFE): Para uma Estratégia Temática em matéria de Qualidade do Ar.

COM(2003) 338 final, de 11 de Junho, Comunicação da Comissão Europeia ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social Europeu. Uma estratégia europeia de ambiente e saúde.

COM(2004) 416 final, de 9 de Junho, Comunicação da Comissão ao Conselho, ao Parlamento Europeu e ao Comité Económico e Social Europeu - Plano de Acção Europeu "Ambiente e Saúde".

Decreto-Lei n.º 276/99, de 23 de Julho, transpõe para ordem jurídica nacional a Directiva n.º 96/62/CE, de 27 de Setembro, relativa à avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente.

Decreto-Lei n.º 111/02, de 16 de Abril, transpõe para ordem jurídica nacional a Directiva n.º 1999/30/CE, do Conselho, de 22 de Abril, relativa a valores limite para o dióxido de enxofre, dióxido de azoto e óxidos de azoto, partículas em suspensão e chumbo no ar ambiente, a Directiva n.º 2000/69/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de Novembro, relativa a valores limite para o benzeno e monóxido de carbono no ar ambiente.

Decreto-Lei n.º 320/03, de 20 de Dezembro, transpõe para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º 2002/3/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de Fevereiro, relativa ao ozono no ar ambiente.

Decreto-Lei n.º 78/06, de 4 de Abril aprova o Sistema Nacional de Certificação Energética e da Qualidade do Ar Interior nos Edifícios.

Decreto-Lei n.º 79/06, de 4 de Abril, Regulamento dos Sistemas Energéticos de Climatização em Edifícios.

Decreto-Lei n.º 80/06, de 4 de Abril, Regulamento das Características de Comportamento Térmico dos Edifícios.

Decreto-Lei n.º 279/07, de 06 de Agosto, transpõe para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º 96/62/CE, do Conselho, de 27 de Setembro, relativa à avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente.

Decreto-Lei n.º 351/07, de 23 de Outubro, transpõe para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º 2004/107/CE, estabelecendo valores alvo para as concentrações de arsénio, cádmio, mercúrio, níquel e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no ar ambiente.

Decreto-Lei n.º 102/10, de 23 de Setembro, transpõe para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º 2008/50/CE e a Directiva n.º 2004/107/CE, estabelecendo o regime da avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente.

Directiva 89/106/CEE, de 21 de Dezembro, relativa à aproximação das disposições legislativas, regulamentares e administrativas dos Estados-Membros no que respeita aos produtos de construção

Directiva 90/396/CEE, de 29 de Junho, relativa à aproximação das legislações dos Estados-Membros respeitantes aos aparelhos a gás

Directiva 91/689/CEE, de 12 de Dezembro, relativa aos resíduos perigosos

Directiva 92/42/CEE, de 21 de Maio, relativa às exigências de rendimento para novas caldeiras de água quente alimentadas com combustíveis líquidos ou gasosos

Directiva 96/62/CEE, de 27 de Setembro, Directiva-Quadro relativa à avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente.

Directiva 99/30/CE, de 22 de Abril, relativa a valores-limite para o dióxido de enxofre, dióxido de azoto e óxidos de azoto, partículas em suspensão e chumbo no ar ambiente.

Directiva 2000/69/CE, de 16 de Novembro, relativa a valores-limite para o benzeno e o monóxido de carbono no ar ambiente.

Directiva 2001/95/CE, de 3 de Dezembro, relativa à segurança geral dos produtos

Directiva 2002/3/CE, de 12 de Fevereiro, relativa ao ozono no ar ambiente.

Directiva 2002/91/CE, de 16 de Dezembro, relativa ao desempenho energético dos edifícios

Directiva 2004/107/CE, de 15 de Dezembro, relativa ao arsénio, ao cádmio, ao mercúrio, ao níquel e aos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no ar ambiente.

Directiva 2005/32/CE, de 6 de Julho, relativa à criação de um quadro para definir os requisitos de concepção ecológica dos produtos que consomem energia

Directiva 2006/121/CE, de 18 de Dezembro, relativa à aproximação das disposições legislativas, regulamentares e administrativas respeitantes à classificação, embalagem e rotulagem das substâncias perigosas, a fim de a adaptar ao Regulamento (CE) n.º 1907/2006 relativo ao registo, avaliação, autorização e restrição de substâncias químicas (REACH) e que cria a Agência Europeia das Substâncias Químicas.

Directiva 2008/50/CE, de 21 de Maio, relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa.

Normas

EN 12341:1998 - Air quality. Determination of the PM10 fraction of suspended particulate matter. Reference method and field test procedure to demonstrate reference equivalence of measurement methods

EN 14626:2005 - Ambient air quality - Standard method for the measurement of the concentration of carbon monoxide by non-dispersive infrared spectroscopy

ANEXOS

ANEXO A. Dados populacionais

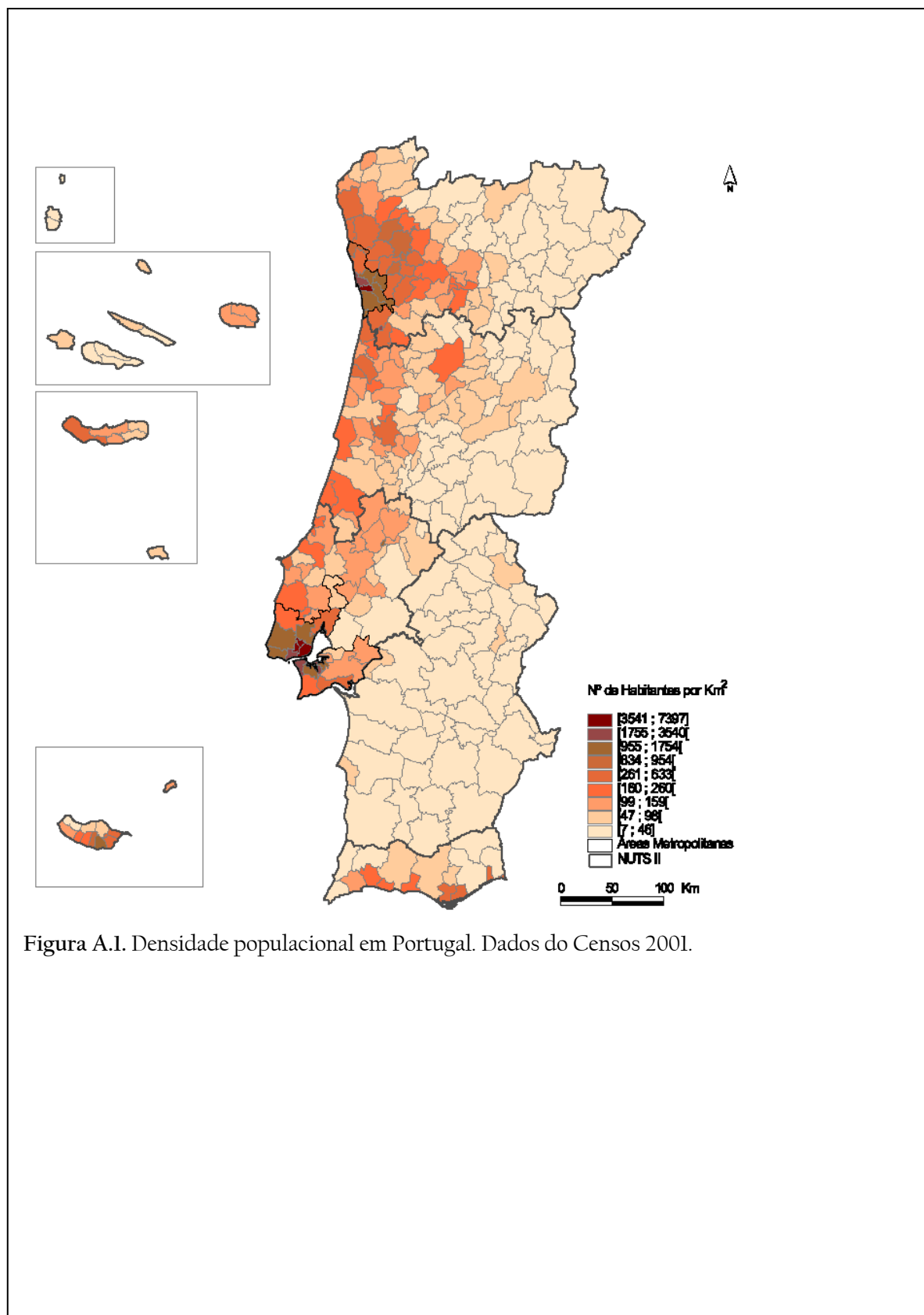


Figura A.I. Densidade populacional em Portugal. Dados do Censos 2001.

ANEXO B. Questionário ISAAC

Módulo 1.1: Características demográficas

Neste questionário “o seu filho” refere-se à criança que levou o questionário da escola para casa. Por favor, responda às perguntas assinalando a opção correcta ou escrevendo nos espaços destinados para o efeito.

1. O seu filho é rapaz ou rapariga?
Rapaz ☐
Rapariga ☐
2. Qual é a data de nascimento do seu filho?
----/----/----
Dia/Mês/Ano
3. O seu filho nasceu em Portugal?
Sim ☐
Não ☐

Se a resposta for não, em que país nasceu? _____
4. Em que ano nasceu a mãe da criança? _____
5. Nasceu em Portugal?
Sim ☐
Não ☐

Se a resposta for não, em que país nasceu? _____
6. Em que ano nasceu o pai da criança? _____
7. Nasceu em Portugal?
Sim ☐
Não ☐

Se a resposta for não, em que país nasceu? _____
8. Durante quantos anos é que os pais da criança frequentaram a escola ou tiveram formação profissional?

| | Mãe | | Pai | |
|--------------------|-------|------|-------|------|
| Escola básica | _____ | anos | _____ | anos |
| Liceu/Universidade | _____ | anos | _____ | anos |
8. Quem respondeu a este questionário?
Pai ☐
Mãe ☐
Outra pessoa ☐
9. Em que data respondeu ao questionário?
----/----/----
Dia/Mês/Ano

1.1.1 Módulo 1.2: Questionário sobre respiração com farfalheira

1. Alguma vez o seu filho teve farfalheira ou pieira no peito? Sim ☐
 Não ☐

SE A RESPOSTA FOR NEGATIVA, PASSE PARA A PERGUNTA 6.

-
2. O seu filho teve farfalheira ou pieira nos últimos 12 meses? Sim ☐
 Não ☐

SE A RESPOSTA FOR NEGATIVA, PASSE PARA A PERGUNTA 6.

-
3. Quantas crises de farfalheira teve o seu filho nos últimos 12 meses? Nenhuma ☐
 1 a 3 ☐
 4 a 12 ☐
 Mais de 12 ☐

4. Nos últimos 12 meses, em média, com que frequência é que o sono do seu filho foi perturbado pela farfalheira? ☐
- Nunca ☐
 Menos de uma vez por semana ☐
 Uma ou mais noites por semana ☐

5. Nos últimos 12 meses, a respiração com farfalheira foi de tal forma grave que o seu filho tinha de parar para respirar entre cada palavra? Sim ☐
 Não ☐

-
6. O seu filho já alguma vez teve asma? Sim ☐
 Não ☐

7. Nos últimos 12 meses, alguma vez o seu filho ficou com pieira durante ou após o exercício físico? Sim ☐
 Não ☐

8. Nos últimos 12 meses, o seu filho teve tosse seca à noite (sem ser a tosse associada a uma constipação ou a uma infecção respiratória)? Sim ☐
 Não ☐

1.1.2 Módulo 1.3: Questionário sobre a rinite

As perguntas são todas acerca de problemas que ocorrem quando o seu filho NÃO está constipado nem com gripe.

1. Alguma vez o seu filho teve ataques de espirros, ou o nariz entupido ou a pingar NÃO estando constipado ou com gripe? Sim ☐
Não ☐

SE A RESPOSTA FOR NEGATIVA, PASSE PARA A PERGUNTA 6.

-
2. Nos últimos 12 meses, o seu filho teve ataques de espirros, ou o nariz entupido ou a pingar NÃO estando constipado ou com gripe? Sim ☐
Não ☐

SE A RESPOSTA FOR NEGATIVA, PASSE PARA A PERGUNTA 6.

-
3. Nos últimos 12 meses, esses problemas foram acompanhados por comichão nos olhos ou lacrimejar? Sim ☐
Não ☐

4. Em que mês, nos últimos 12 meses, é que esse problema ocorreu?
(Assinale a opção correcta)

| | | | | | |
|-----------|--------------------------|--------|--------------------------|----------|--------------------------|
| Janeiro | <input type="checkbox"/> | Maio | <input type="checkbox"/> | Setembro | <input type="checkbox"/> |
| Fevereiro | <input type="checkbox"/> | Junho | <input type="checkbox"/> | Outubro | <input type="checkbox"/> |
| Março | <input type="checkbox"/> | Julho | <input type="checkbox"/> | Novembro | <input type="checkbox"/> |
| Abril | <input type="checkbox"/> | Agosto | <input type="checkbox"/> | Dezembro | <input type="checkbox"/> |

5. Nos últimos 12 meses, de que modo é que esses problemas interferiram com as actividades diárias do seu filho?

| | |
|---------------|--------------------------|
| Nada | <input type="checkbox"/> |
| Pouco | <input type="checkbox"/> |
| Moderadamente | <input type="checkbox"/> |
| Muito | <input type="checkbox"/> |

-
6. O seu filho alguma vez teve febre dos fenos? Sim ☐
Não ☐

1.1.3 Módulo 1.4: Questionário sobre o eczema

1. Já alguma vez o seu filho teve problemas de irritação cutânea com comichão que aparecia e desaparecia, durante pelo menos seis meses?
- | | |
|-----|--------------------------|
| Sim | <input type="checkbox"/> |
| Não | <input type="checkbox"/> |

SE A RESPOSTA FOR NEGATIVA, PASSE PARA A PERGUNTA 7.

-
2. O seu filho teve essa irritação cutânea com comichão nos últimos 12 meses?
- | | |
|-----|--------------------------|
| Sim | <input type="checkbox"/> |
| Não | <input type="checkbox"/> |

SE A RESPOSTA FOR NEGATIVA, PASSE PARA A PERGUNTA 7.

3. Alguma vez essa irritação cutânea com comichão afectou alguma das seguintes zonas:
- | | |
|-----|--------------------------|
| Sim | <input type="checkbox"/> |
| Não | <input type="checkbox"/> |

a dobra do braço, a parte de trás dos joelhos,
a parte da frente dos tornozelos, por baixo das nádegas,
à volta do pescoço, das orelhas ou dos olhos?

4. Em que idade é que essa irritação cutânea com comichão apareceu pela primeira vez?
- | | |
|--------------------|--------------------------|
| Antes dos 2 anos | <input type="checkbox"/> |
| Entre os 2-4 anos | <input type="checkbox"/> |
| Com anos 5 ou mais | |

5. Houve alguma altura em que a irritação cutânea desaparecesse completamente durante os últimos 12 meses?
- | | |
|-----|--------------------------|
| Sim | <input type="checkbox"/> |
| Não | <input type="checkbox"/> |

6. Nos últimos 12 meses, com que frequência, em média, é que essa irritação cutânea com comichão impediu a criança de dormir?

| | |
|-----------------------------------|--------------------------|
| Nunca durante os últimos 12 meses | <input type="checkbox"/> |
| Menos de uma noite por semana | <input type="checkbox"/> |
| Uma ou mais noites por semana | <input type="checkbox"/> |

-
7. O seu filho já teve eczema alguma vez?
- | | |
|-----|--------------------------|
| Sim | <input type="checkbox"/> |
| Não | <input type="checkbox"/> |

1.1.4

1.1.5 Tosse e expectoração

1. Nos últimos 12 meses, alguma vez lhe pareceu que o seu filho tivesse o peito tapado ou tivesse expectoração (muco) estando constipado? Sim ☐
Não ☐
2. Nos últimos 12 meses, alguma vez lhe pareceu que o seu filho tivesse o peito congestionado ou tivesse expectoração (muco) não estando constipado? Sim ☐
Não ☐

SE A RESPOSTA A ESTAS DUAS PERGUNTAS FOR NEGATIVA, PASSE PARA AS PERGUNTAS 3 E 4.

-
3. Nos últimos 12 meses, alguma vez lhe pareceu que o seu filho tivesse o peito congestionado ou tivesse expectoração (muco) na maioria dos dias (4 ou mais dias por semana) durante pelo menos 3 meses do ano? Sim ☐
Não ☐

SE A RESPOSTA FOR NEGATIVA, NÃO RESPONDA À PERGUNTA 4.

-
4. Há quantos anos é que isso aconteceu? _____ Anos
-

1.1.6 Respiração com farfalheira e falta de ar

- | | | |
|---|-----|--------------------------|
| 1. <u>Nos últimos 12 meses</u> , alguma vez o seu filho ficou com pieira ao fazer ou depois de fazer exercício físico? | Sim | <input type="checkbox"/> |
| | Não | <input type="checkbox"/> |
| 2. <u>Nos últimos 12 meses</u> , alguma vez o seu filho ficou com pieira <u>sem ter feito</u> exercício físico recentemente? | Sim | <input type="checkbox"/> |
| | Não | <input type="checkbox"/> |
| 3. <u>Nos últimos 12 meses</u> , alguma vez o seu filho ficou com farfalheira e pieira <u>durante</u> uma constipação ou gripe? | Sim | <input type="checkbox"/> |
| | Não | <input type="checkbox"/> |
| 4. <u>Nos últimos 12 meses</u> , alguma vez o seu filho ficou com farfalheira e pieira <u>sem estar</u> constipado ou <u>sem ter</u> gripe? | Sim | <input type="checkbox"/> |
| | Não | <input type="checkbox"/> |
| 5. <u>Já alguma vez</u> na vida o seu filho acordou com falta de ar? | Sim | <input type="checkbox"/> |
| | Não | <input type="checkbox"/> |
| 6. <u>Já alguma vez</u> na vida o seu filho acordou com aperto no peito? | Sim | <input type="checkbox"/> |
| | Não | <input type="checkbox"/> |
| 7. <u>Nos últimos 12 meses</u> , o que é que fez agravar a pieira? | | |

(Assinale todas as respostas aplicáveis)

- | | |
|-------------------------------------|--------------------------|
| Clima | <input type="checkbox"/> |
| Pólen | <input type="checkbox"/> |
| Emoções | <input type="checkbox"/> |
| Fumos | <input type="checkbox"/> |
| Pó | <input type="checkbox"/> |
| Animais de estimação | <input type="checkbox"/> |
| Roupa de lã | <input type="checkbox"/> |
| Constipações ou gripe | <input type="checkbox"/> |
| Fumo de cigarro | <input type="checkbox"/> |
| Alimentos ou bebidas | <input type="checkbox"/> |
| Sabonetes, sprays ou detergentes | <input type="checkbox"/> |
| Outras coisas (escreva-as em baixo) | <input type="checkbox"/> |

Módulo 2.2: Tratamento da asma

1. Nos últimos 12 meses, administrou ao seu filho comprimidos, inaladores ou qualquer outra medicação para a farfalheira ou para a asma? Sim ☐
Não ☐

SE A RESPOSTA A ESTA PERGUNTA FOR POSITIVA, INDIQUE QUE MEDICAÇÃO(ÕES):

Medicinas “ocidentais”

Com que frequência? (assinale uma ou as duas respostas)

Quando tem
farfalheira/regularmente

“regularmente”
significa todos os dias
durante pelo menos
dois meses do ano

Quando tem
farfalheira/regularmente

Quando tem
farfalheira/regularmente

Quando tem
farfalheira/regularmente

Medicinas “alternativas”

Quando tem farfalheira/regularmente

Quando tem farfalheira/regularmente

2. Nos últimos 12 meses, administrou ao seu filho comprimidos, inaladores ou qualquer outra medicação para a farfalheira ou para a asma, antes, durante ou depois do exercício físico? Sim ☐
Não ☐

SE A RESPOSTA A ESTA PERGUNTA FOR POSITIVA, INDIQUE QUE MEDICAÇÃO(ÕES):

Medicinas “ocidentais”

Medicinas “alternativas”

| | | | | |
|--|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| 3. Tem algum plano de tratamento escrito que costume seguir quando o seu filho tem asma? | Sim | <input type="checkbox"/> | Não | <input type="checkbox"/> |
| 4. Tem um debitômetro de ponta em casa? | Sim | <input type="checkbox"/> | Não | <input type="checkbox"/> |
| 5. <u>Nos últimos 12 meses</u> , quantas vezes levou o seu filho a um dos seguintes serviços de saúde por causa da farfalheira ou da asma? | | | | |
| a) Por causa de um episódio de farfalheira? | Nenhuma | 1-3 | 4-12 | Mais de 12 |
| Profissional (de cuidados) de saúde | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Enfermeiro | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Médico | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Urgências hospitalares | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| b) Para um “check-up” regular da asma? | Nenhuma | 1-3 | 4-12 | Mais de 12 |
| Profissional (de cuidados) de saúde | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Enfermeiro | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Médico de família | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Especialista | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Urgências hospitalares | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| 6. <u>Nos últimos 12 meses</u> , quantas vezes é que o seu filho ficou internado no hospital por causa da farfalheira ou da asma? | Nenhuma | <input type="checkbox"/> | 1 | <input type="checkbox"/> |
| | | | 2 | <input type="checkbox"/> |
| | | | Mais de 2 | <input type="checkbox"/> |
| 7. <u>Nos últimos 12 meses</u> , levou o seu filho a algum especialista das seguintes áreas, por causa da farfalheira ou da asma? | | | | |
| Acupunctura | Sim | <input type="checkbox"/> | Não | <input type="checkbox"/> |
| Quiroprática | Sim | <input type="checkbox"/> | Não | <input type="checkbox"/> |
| Homeopatia | Sim | <input type="checkbox"/> | Não | <input type="checkbox"/> |
| Fisioterapia | Sim | <input type="checkbox"/> | Não | <input type="checkbox"/> |
| Psiquiatria ou psicologia | Sim | <input type="checkbox"/> | Não | <input type="checkbox"/> |
| Assistência social | Sim | <input type="checkbox"/> | Não | <input type="checkbox"/> |
| Outras (especifique) | Sim | <input type="checkbox"/> | Não | <input type="checkbox"/> |
| <hr/> | | | | |
| 8. O seu filho <u>alguma vez</u> levou uma injeção para prevenir ou tratar a asma? | Sim | <input type="checkbox"/> | Não | <input type="checkbox"/> |
| 9. <u>Nos últimos 12 meses</u> , quantos dias (ou partes de dia) é que o seu filho faltou à escola por causa da farfalheira ou da asma? | Nenhuma | <input type="checkbox"/> | 1 a 5 | <input type="checkbox"/> |
| | | | 6 a 10 | <input type="checkbox"/> |
| | | | Mais de 10 | <input type="checkbox"/> |

Módulo 2.3: Tratamento da rinite

10. Nos últimos 12 meses, administrou ao seu filho medicamentos, comprimidos, inaladores ou qualquer outra medicação para a febre dos fenos ou problemas nasais?

Sim ☐
Não ☐

SE A RESPOSTA A ESTA PERGUNTA FOR POSITIVA, INDIQUE QUE MEDICAÇÃO(ÕES):

Medicinas “ocidentais”

Com que frequência? (assinale uma ou as duas respostas)

Em caso de irritação/regularmente

Em caso de irritação/regularmente

Em caso de irritação/regularmente

“regularmente”
significa todos os dias
durante pelo menos
dois meses do ano

8.1.1.1.1 Medicinas “alternativas”

Em caso de irritação/regularmente

Em caso de irritação/regularmente

11. Nos últimos 12 meses, quantas vezes levou o seu filho a um profissional de saúde por causa da febre dos fenos ou de problemas nasais?

| | Nenhuma | 1-3 | 4-12 | Mais de 12 |
|-------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Farmacêutico | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Profissional (de cuidados) de saúde | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Enfermeiro | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Médico de família | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Especialista | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Urgências hospitalares | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

12. Nos últimos 12 meses, o seu filho levou alguma injeção anti-alérgica para prevenir ou tratar a febre dos fenos ou problemas nasais?

Sim ☐
Não ☐

13. Nos últimos 12 meses, levou o seu filho a um quiroprata, acupunctur, homeopata ou a qualquer outro profissional de medicina alternativas por causa da febre dos fenos ou de problemas nasais?

Sim ☐
Não ☐

14. Nos últimos 12 meses, quantos dias (ou partes de dia) é que o seu filho faltou à escola por causa da febre dos fenos ou de problemas nasais?
- | | |
|------------|--------------------------|
| Nenhum | <input type="checkbox"/> |
| 1 a 5 | <input type="checkbox"/> |
| 6 a 10 | <input type="checkbox"/> |
| Mais de 10 | <input type="checkbox"/> |

Módulo 2.4: Tratamento do eczema

1. Nos últimos 12 meses, administrou ao seu filho remédios, pomadas, cremes, comprimidos, ou qualquer outra medicação para a irritação cutânea com comichão ou para o eczema?
- | | |
|-----|--------------------------|
| Sim | <input type="checkbox"/> |
| Não | <input type="checkbox"/> |

SE A RESPOSTA A ESTA PERGUNTA FOR POSITIVA, INDIQUE QUE MEDICAÇÃO(ÕES):

**Medicinas “ocidentais”,
pomadas ou cremes**

Com que frequência? (*assinale uma ou as duas respostas*)

| | |
|-----------------------------------|---|
| Quando tem comichão/regularmente | “regularmente” significa todos os dias durante pelo menos dois meses do ano |
| Quando tem comichão/regularmente | |
| Quando tem comichão/regularmente | |
| Quando tem comichão /regularmente | |

Medicinas “alternativas”

Quando tem comichão/regularmente

Quando tem comichão/regularmente

Quando tem comichão/regularmente

2. Nos últimos 12 meses, quantas vezes levou o seu filho a um profissional de saúde por causa de irritação cutânea com comichão ou de eczema?

| | Nenhuma | 1-3 | 4-12 | Mais de 12 |
|-------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Farmacêutico | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Profissional (de cuidados) de saúde | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Enfermeiro | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Médico de família | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Especialista | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Urgências hospitalares | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Outras (por favor especifique) | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

3. Nos últimos 12 meses, o seu filho deu entrada no hospital por causa de irritação cutânea com comichão ou de eczema?
- | | |
|-----|--------------------------|
| Sim | <input type="checkbox"/> |
| Não | <input type="checkbox"/> |

4. Nos últimos 12 meses, quantos dias (ou partes de dia) é que o seu filho faltou à escola por causa de irritação cutânea com comichão ou de eczema?
- | | |
|------------|--------------------------|
| Nenhuma | <input type="checkbox"/> |
| 1 a 5 | <input type="checkbox"/> |
| 6 a 10 | <input type="checkbox"/> |
| Mais de 10 | <input type="checkbox"/> |

Módulo 2.5: Questionário sobre factores de risco

8.1.1.1.2 Primeiros dias

1. Quanto pesava o seu filho quando nasceu?

- Menos de 1500 g ☐
- 1500 a 1999 g ☐
- 2000 a 2499 g ☐
- 2500 a 3499 g ☐
- Mais de 3500 g ☐
- Não sei ☐

2. O seu filho nasceu dentro do período de três semanas antes ou depois da data prevista?

- Sim ☐
- Não, mais de 3 semanas antes ☐
- Não, mais de 3 semanas depois ☐
- Não sei ☐

3. O seu filho tem algum irmão gémeo? Sim ☐
 Não ☐

4. O seu filho foi amamentado? Sim ☐
 Não ☐

Se a resposta for sim, durante quanto tempo?

- Menos de seis meses ☐
- 6-12 meses ☐
- Mais de um ano ☐

Se a resposta for sim, durante quanto tempo foi amamentado sem adicionar outros alimentos ou sumos à alimentação?

- Menos de dois meses ☐
- 2-4 meses ☐
- 5-6 meses ☐
- Mais de seis meses ☐

5. O seu filho tem irmãos ou irmãs mais velhos?

- Não ☐
- Sim ☐

Se a resposta for sim, quantos irmãos mais velhos? _____
quantas irmãs mais velhas? _____

6. O seu filho tem irmãos ou irmãs mais novos?

Não ☐

Sim ☐

Se a resposta for sim, quantos irmãos mais novos? _____

quantas irmãs mais novas? _____

7. O seu filho esteve numa ama ou numa creche?

Não ☐

Sim ☐

Se a resposta for sim, a partir de que idade? _____ meses

8. O seu filho frequentou algum um infantário?

Não ☐

Sim ☐

Se a resposta for sim, a partir de que idade? _____ anos

Doenças e imunizações

9. A mãe da criança teve alguma das seguintes doenças?

(assinale todas as respostas aplicáveis)

Asma ☐

Febre dos fenos ☐

Eczema ☐

10. O pai da criança teve alguma das seguintes doenças?

(assinale todas as respostas aplicáveis)

Asma ☐

Febre dos fenos ☐

Eczema ☐

11. O seu filho já foi vacinado contra algumas das seguintes doenças?

(assinale todas as respostas aplicáveis)

Tosse convulsa (coqueluche) Sim ☐

(sozinha ou em combinação

com difteria e tétano)

Não ☐

Se a resposta for sim, com que idade? _____ anos

_____ anos

_____ anos

Sarampo

(sozinho ou em combinação

com papeira e rubéola)

Sim ☐

Não ☐

Se a resposta for sim, com que idade? _____ anos

_____ anos

_____ anos

Tuberculose/BCG

Sim ☐

Não ☐

Se a resposta for sim, com que idade? _____ anos

_____ anos

_____ anos

12. O seu filho já teve alguma das seguintes doenças?

(assinale todas as respostas aplicáveis)

| | | | | | |
|----------------|-----|--------------------------|---------------------------------------|---|------|
| Sarampo | Sim | <input type="checkbox"/> | Se a resposta for sim, com que idade? | — | anos |
| | Não | <input type="checkbox"/> | | | |
| Tosse convulsa | Sim | <input type="checkbox"/> | Se a resposta for sim, com que idade? | — | anos |
| | Não | <input type="checkbox"/> | | | |
| Tuberculose | Sim | <input type="checkbox"/> | Se a resposta for sim, com que idade? | — | anos |
| | Não | <input type="checkbox"/> | | | |
| Lombrigas | Sim | <input type="checkbox"/> | Se a resposta for sim, com que idade? | — | anos |
| | Não | <input type="checkbox"/> | | | |

A sua casa

13. O seu filho partilha o quarto com mais alguém (adultos ou crianças)?

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança |
|-----|--------------------------|---|
| Sim | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Não | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

14. Quais destes animais tem ou teve dentro de casa em contacto com a criança?

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança |
|------------------------|--------------------------|---|
| Cão | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Gato | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Outro animais com pêlo | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Pássaros | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Outros | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

15. O seu filho tem ou teve algum contacto, pelo menos uma vez por semana, com algum dos seguintes animais fora de casa?

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança |
|-------------------|--------------------------|---|
| Cão | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Gato | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Animais de quinta | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Outros animais | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

16. A mãe da criança fuma ou fumou?

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança | Durante a gravidez |
|------------------------------|--------------------------|---|--------------------------|
| Sim <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Não <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

17. Presentemente, alguém fuma dentro da sua casa?

Sim ☐
Não ☐

Se a resposta for sim, quantos cigarros são fumados no total, por dia, em sua casa? (por ex., a mãe fuma 4 + o pai fuma 5 + outras pessoas fumam 3 = 12 cigarros)

Menos de 10 cigarros ☐
10-20 cigarros ☐
Mais de 20 cigarros ☐

18. Que combustível usa ou usou em sua casa para cozinhar?
(assinale todas as respostas aplicáveis)

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança |
|-------------------|--------------------------|---|
| Electricidade | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Gás | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Carvão ou madeira | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Outros | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

19. Como é que aquece a sua casa?

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança |
|--|--------------------------|---|
| Uma lareira, um fogão ou uma caldeira dentro de casa | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Mais do que uma lareira, um fogão ou uma caldeira dentro de casa | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Lareira, fogão ou caldeira fora de casa | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Não tinha aquecimento | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

20. Que combustível usou ou usa para aquecer a sua casa?
(assinale todas as respostas aplicáveis)

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança |
|---------------------------|--------------------------|---|
| Gás | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Óleo | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Electricidade | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Carvão ou carvão de coque | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Madeira | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Outros | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

21. Tem ou teve ar condicionado em casa?

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança |
|-----|--------------------------|---|
| Sim | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Não | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

22. Em sua casa tem ou teve manchas de humidade nas paredes ou no tecto?

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança |
|-----|--------------------------|---|
| Sim | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Não | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

23. Em sua casa tem ou teve bolor ou fungos visíveis nas paredes ou no tecto?

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança |
|-----|--------------------------|---|
| Sim | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Não | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

24. De que tipo é ou era o chão do quarto do seu filho?

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança |
|------------------|--------------------------|---|
| Alcatifa | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Tapetes | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Chão não coberto | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

25. Que tipo de janela(s) tem ou tinha o quarto do seu filho?
(assinale todas as respostas aplicáveis)

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança |
|-------------------------|--------------------------|---|
| Com um só vidro | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Dupla | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Vedada/com vidro duplo | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Não tem/tinha janela(s) | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

26. Que tipo de almofada usa ou usou o seu filho?
(assinale todas as respostas aplicáveis)

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança |
|------------------|--------------------------|---|
| Espuma | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Fibra sintética | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Penas | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Outras | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Não usa almofada | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

27. Que tipo de roupa usa ou usou na cama do seu filho?
(assinale todas as respostas aplicáveis)

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança |
|-------------------|--------------------------|---|
| Edredão sintético | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Edredão de penas | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Cobertores | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Outros materiais | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

28. Mudou alguma coisa em casa por o seu filho ter asma ou problemas alérgicos? (*assinale todas as respostas aplicáveis*)

| | | | | |
|--------------------------------------|-----|--------------------------|--|--------|
| Deixou de ter animais de estimação | Sim | <input type="checkbox"/> | Se a resposta for sim, que idade tinha o seu filho nessa altura? | — anos |
| | Não | <input type="checkbox"/> | | |
| Parou ou reduziu o consumo de tabaco | Sim | <input type="checkbox"/> | Se a resposta for sim, que idade tinha o seu filho nessa altura? | — anos |
| | Não | <input type="checkbox"/> | | |
| Mudou as almofadas | Sim | <input type="checkbox"/> | Se a resposta for sim, que idade tinha o seu filho nessa altura? | — anos |
| | Não | <input type="checkbox"/> | | |
| Mudou a roupa de cama | Sim | <input type="checkbox"/> | Se a resposta for sim, que idade tinha o seu filho nessa altura? | — anos |
| | Não | <input type="checkbox"/> | | |
| Mudou o revestimento do soalho | Sim | <input type="checkbox"/> | Se a resposta for sim, que idade tinha o seu filho nessa altura? | — anos |
| | Não | <input type="checkbox"/> | | |
| Outras alterações | Sim | <input type="checkbox"/> | Se a resposta for sim, que idade tinha o seu filho nessa altura? | — anos |
| | Não | <input type="checkbox"/> | Se a resposta for sim, descreva essas alterações | _____ |

29. Como descreveria o meio ambiente nos arredores da sua casa?

| | Actualmente | Durante o primeiro ano de vida da criança |
|--|--------------------------|---|
| Rural, com grandes espaços ou com campo nas proximidades | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Suburbano, com muitos parques ou jardins | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Suburbano, com poucos parques ou jardins | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Urbano, sem parques nem jardins | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

30. Em que rua vive o seu filho?

31. Qual é o código postal?

Outros assuntos

32. Fora do horário escolar, com que frequência é que o seu filho faz exercício físico de forma a ficar sem fôlego ou transpirado?

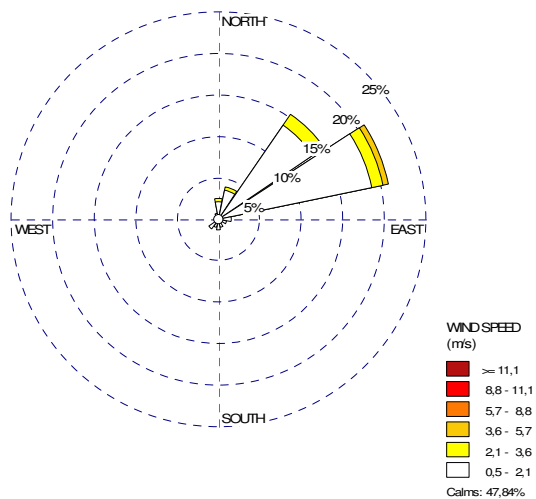
- Todos os dias ☐
4-6 vezes por semana ☐
2-3 vezes por semana ☐
Uma vez por semana ☐
Uma vez por mês ☐
Menos de uma vez por mês ☐

33. Presentemente, em média, com que frequência é que o seu filho come ou bebe os seguintes alimentos? (assinale com X)

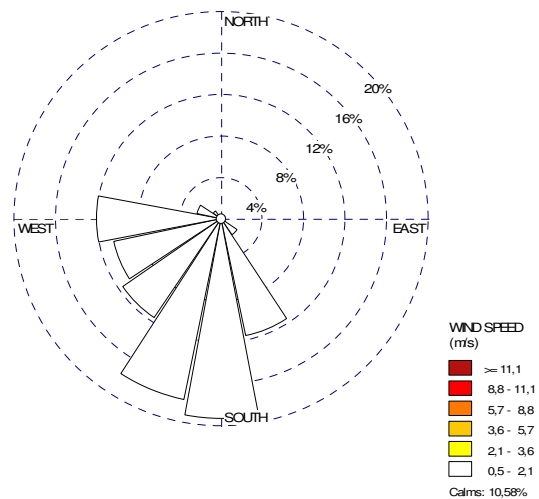
| | Nunca | Menos de 1 vez por semana | 1-2 vezes por semana | 3-6 vezes por semana | 1 vez por dia ou mais |
|----------------------|--------------------------|---------------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------------------------|
| Carne | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Peixe | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Fruta fresca | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Vegetais crus | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Vegetais cozinhados | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Hamburguer | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Sumos de fruta | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Bebidas gaseificadas | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

ANEXO C. Meteorologia

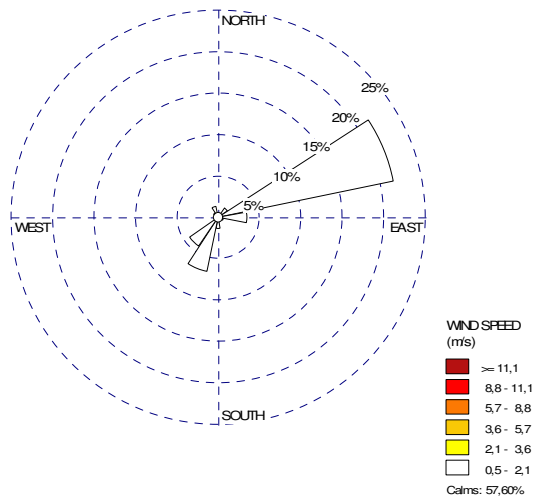
INV06



VER06



INV07



VER07

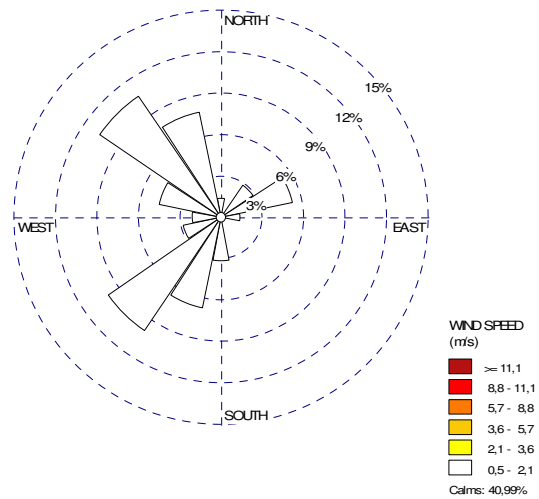
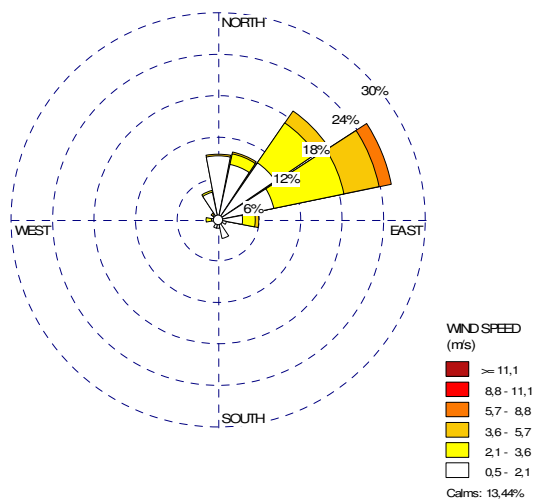
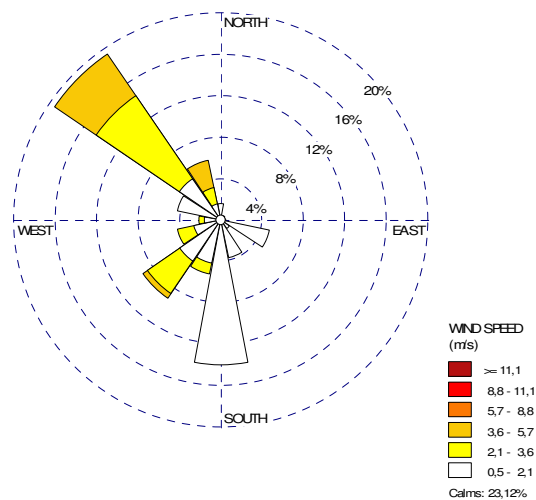


Figura C.1. Rosas-dos-ventos relativas aos momentos das campanhas. Dados meteorológicos provenientes do LMI, instalado na EU1.

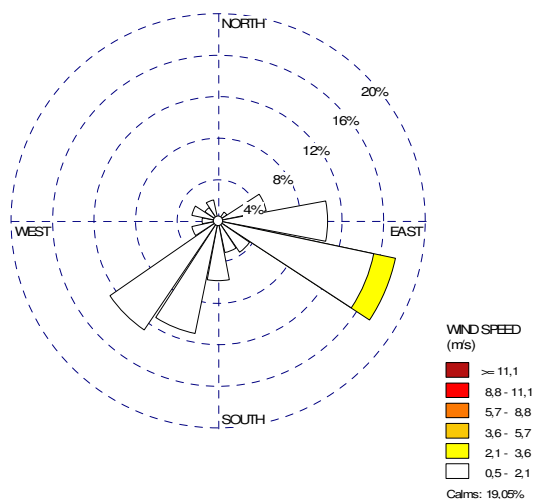
INV06



VER06



INV07



VER07

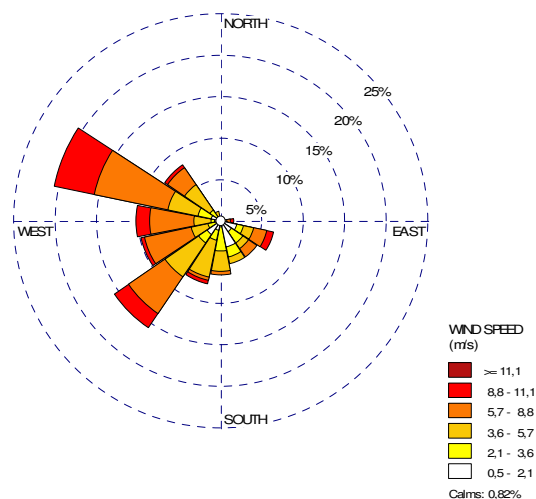


Figura C.2. Rosas-dos-ventos relativas aos momentos das campanhas. Dados meteorológicos provenientes do LM2, instalado na ESI.

ANEXO D. Qualidade do ar

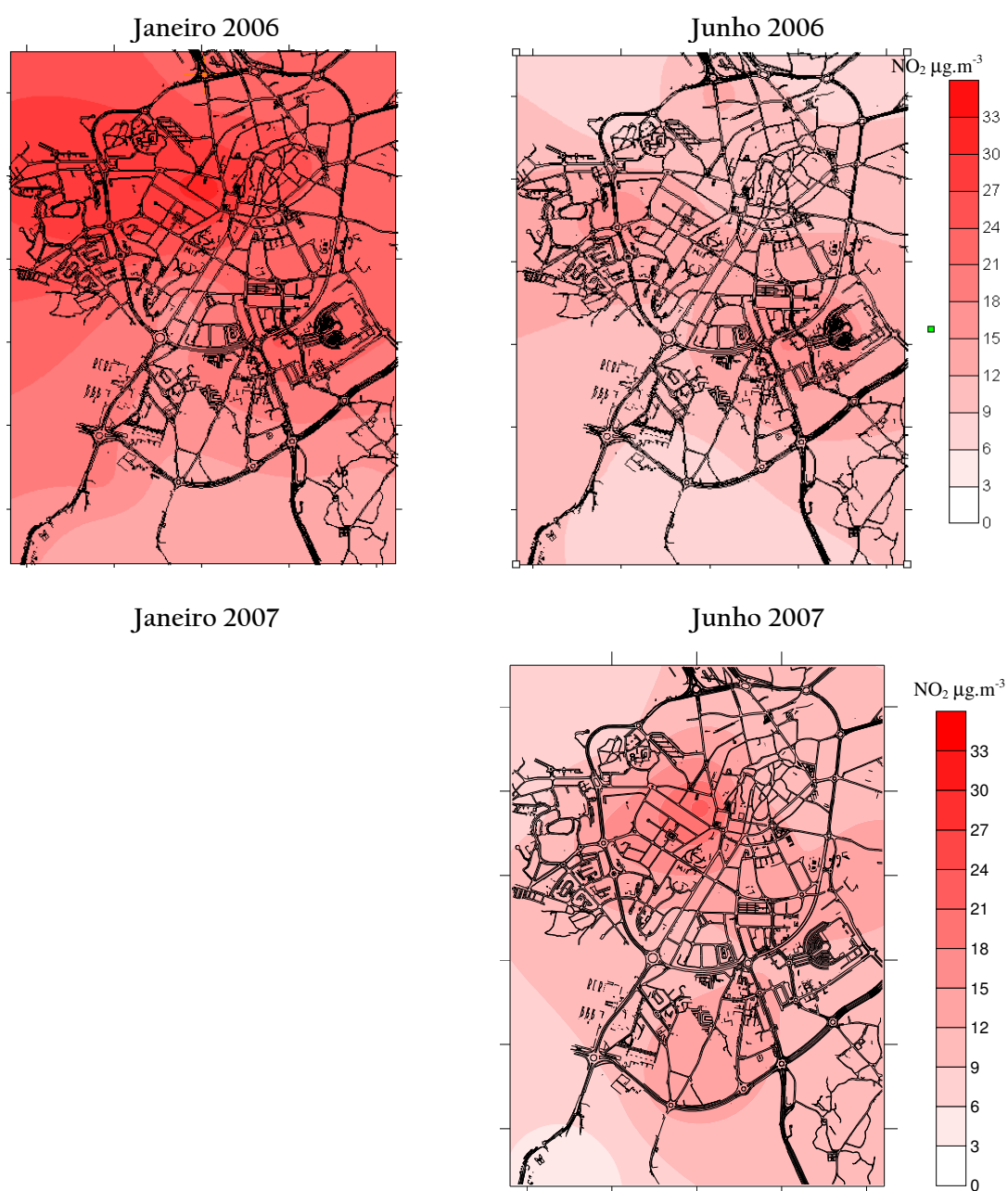


Figura D.1. Variação espacial das concentrações semanais de NO_2 na cidade de Viseu.

A representação das distribuições das concentrações de NO_2 de Janeiro de 2007 não se realizou por 25% das medições estarem abaixo do limite de detecção (LD).

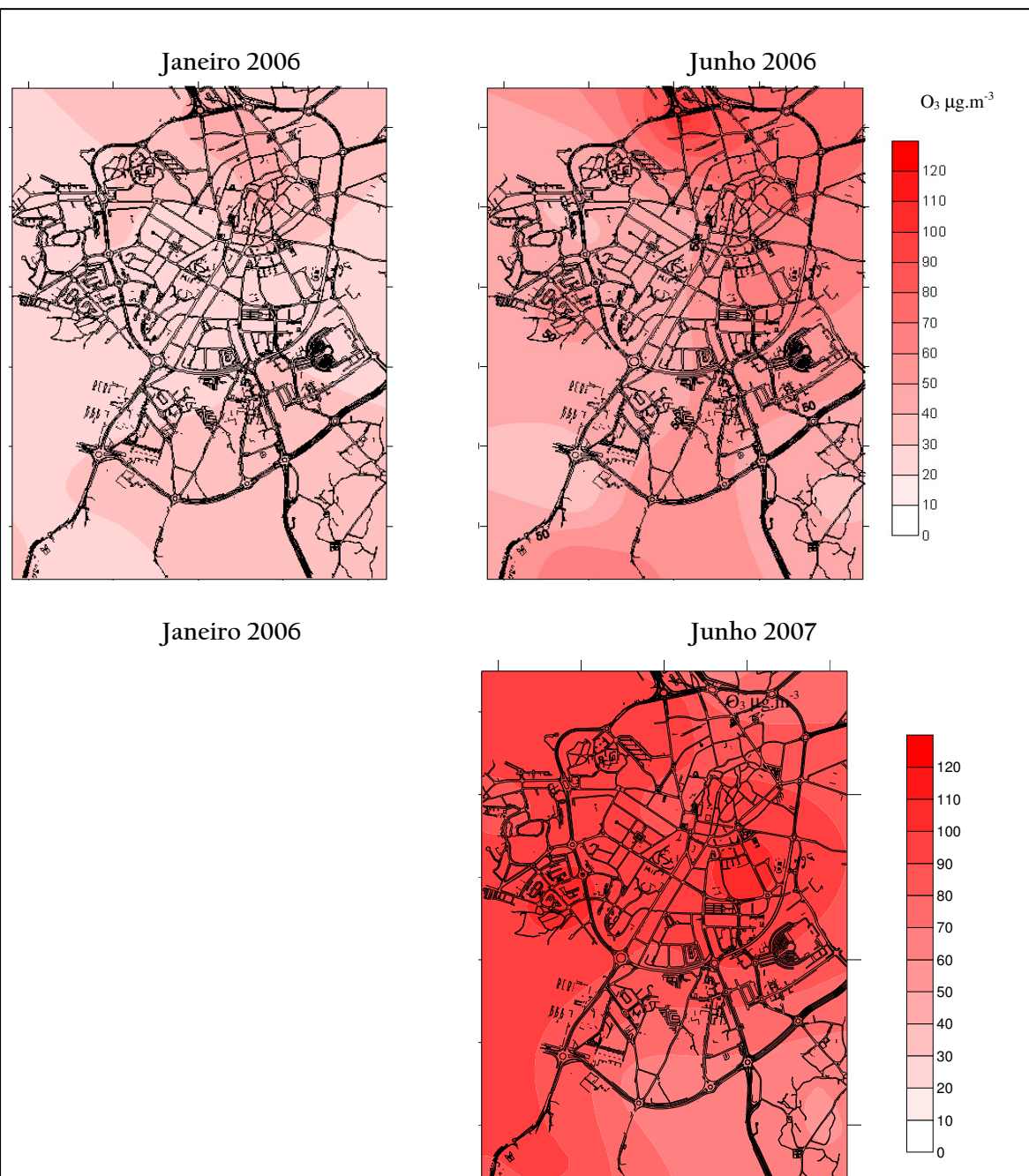


Figura D.2. Variação espacial da média semanal das concentrações de O_3 na cidade de Visu.

Não foi possível apresentar os resultados de O_3 , para Janeiro de 2007 pois 60% das medições encontravam-se abaixo do LD.

ANEXO E. Recomendações e relatórios

Habitações e escolas

Devido ao êxodo para as cidades, iniciado em particular na década de 70, verificou-se uma maior necessidade de criar condições para o alojamento de população oriunda de outras regiões. Este factor, associado à crise energética e à subida dos preços dos combustíveis, conduziu à introdução de novos processos de construção, mais rápidos e de menor custo, e à aplicação de técnicas de calafetação de casas antigas, diminuindo as taxas de ventilação e renovação do ar interior nas habitações e locais de trabalho. A esta conjectura associou-se um novo estilo de vida, caracterizado por uma maior permanência em espaços interiores. Estas condicionantes foram responsáveis pela proliferação dos alergénios dentro desses espaços e, consequentemente, pelo aumento das doenças alérgicas, nomeadamente devidas a ácaros, fungos e animais de estimação.

A qualidade do ar no interior exige, por isso, boas condições de arejamento, ventilação e exaustão dos gases e fumos de combustão, garantindo também, e se possível, o controlo da humidade e temperatura. O tipo de materiais utilizados na construção do edifício, por vezes responsáveis pela má qualidade do ar, deverá adequar-se ao fim a que o imóvel se destina. Deverá ser garantida uma gestão conveniente das águas, do lixo, do ruído e da luminosidade.

Alguns conselhos práticos relativos à casa

- Deverá existir uma preocupação com uma adequada exposição solar, de modo a evitar o surgimento de humidade e a consequente contaminação microbológica por fungos, bactérias, ou ácaros. A humidade do ar ambiente deve ser mantida entre os 40 e 50% através da utilização de desumidificadores e de exaustores na cozinha e quarto de banho.
- Sabendo que a falta de circulação de ar contribui para o desenvolvimento de pontos de humidade, deverão ser promovidas boas condições de ventilação dos espaços interiores, tanto habitacionais, como edifícios escolares, de escritórios e outros.
- Garantir boas condições de exaustão de gases de combustão interior, como lareiras, fogões de cozinha, esquentadores e caldeiras. Privilegiar o uso de aquecimento central ou de recuperador de calor em detrimento de lareiras e fornos abertos que, para além do pior desempenho energético, permitem a fuga de uma fracção significativa dos gases de combustão.
- Garantir a eficiência energética do edifício e equipamentos e, em particular, um bom isolamento térmico.
- Problemas com o radão poderão resolver-se com a adopção de uma melhor ventilação. Outra solução poderá passar por reparar fissuras que possam existir quer nos pavimentos, quer nas paredes. Em situações em que as habitações ainda estejam em construção aconselha-se a colocação de um isolante que minimize a entrada de radão nas habitações.
- Evitar o uso de materiais de revestimentos (tintas ou vernizes) que, devido ao tipo de tratamentos de superfície utilizados para decoração e conservação, libertam compostos orgânicos que podem ter efeitos nefastos na saúde.

- Acautelar as condições de conservação dos edifícios, reparando fendas e fissuras e substituindo materiais degradados, que constituem os veículos prioritários da contaminação química, física ou biológica.
- Na limpeza, utilizar o aspirador (de preferência equipado com filtros HEPA) em vez da vassoura e um pano húmido para o pó.
- Evitar a permanência de animais como pássaros, cães, gatos, coelhos ou hamsters no interior da habitação.
- O quarto é o principal “nicho ecológico” no interior das casas. Deve possuir uma boa exposição solar e ser arejado e limpo regularmente. O colchão é a principal fonte de ácaros que se alimentam de escamas da pele quando da sua regeneração, pelo que as coberturas devem ser lavadas trimestralmente. Deixar arejar a roupa da cama. Tratar a cama e as roupas da cama com produtos anti-fúngicos e desnaturantes das proteínas. Usar coberturas herméticas anti-ácaros. Evitar quartos com casa de banho interior, varandas fechadas e orientados a Norte.
- O quarto deve permitir uma fácil limpeza e arrumação, sendo por isso recomendado que se evite o excesso de móveis. Também deve ser evitada a colocação de cortinas e a utilização de tapetes; caso existam, devem ser de materiais têxteis sintéticos facilmente laváveis e devem ser tratados com produtos desnaturantes das proteínas. O chão deve ser lavável com facilidade, por exemplo do tipo madeira, mosaico ou envernizado. As paredes não são um local de preferência das proteínas alergisantes; contudo, devem ser utilizadas tintas laváveis.
- Na cozinha, o maior risco reside na contaminação por fungos, ácaros de armazenamento ou baratas que se alimentam de restos alimentares e de outros insectos. Esvaziar e desinfetar com frequência o caixote do lixo, lavar todas as superfícies regularmente e com produtos adequados.
- O quarto de banho é um local privilegiado para a proliferação de fungos, sendo a principal fonte de humidade para a casa. Permitir o arejamento após os banhos, eliminar os tapetes, lavar e desinfetar os tapetes dos banhos, bem como os cantos onde a água se acumula. Impedir o surgimento de infiltrações de água. Fechar a porta dos quartos para evitar a entrada de humidade.
- Os peluches devem ser lavados mensalmente a mais de 58 °C, tendo o cuidado de não utilizar produtos desnaturantes devido à potencial ingestão pela criança.
- As zonas de lavagens e garagens são locais normalmente muito húmidos, pelo que devem ser pintadas com tintas anti-fúngicas. A secagem da roupa deve ser realizada no exterior ou por intermédio de um secador mecânico, e deve ser evitada a acumulação de roupas sujas.
- Os sistemas de ar condicionado devem ser desinfetados com regularidade, assim como as condutas de ventilação.
- No jardim devem ser eliminadas as folhas “mortas” e devem também ser evitadas trepadeiras sobre os muros da casa e árvores que limitem a entrada de luz.

Alguns conselhos práticos relativos à escola

- Elevados teores de CO₂ em espaços interiores conduzem a uma diminuição da concentração dos alunos e a dores de cabeça. Ventilar as salas de aula diariamente e, se possível, várias vezes ao dia (aproveitando os períodos de intervalo) promove a renovação de ar e, desta forma, um melhor rendimento escolar.
- Substituir o quadro de giz por quadros brancos (de marcadores) ou até quadros interactivos (de suporte digital), reduzindo a emissão de partículas no ar interior.
- Substituir a vassoura pelo aspirador na rotina de limpeza e fazer a remoção do pó dos móveis com pano húmido ou mesmo aspirador, diminuindo a ressuspensão de partículas.
- Se as condições meteorológicas e de qualidade do ar o permitirem, privilegiar as actividades de lazer (culturais e desportivas) ao ar livre. Algumas excepções deverão ser tidas em consideração. Por exemplo no Verão, quando os níveis de O₃ são elevados (importante incluir o conhecimento da qualidade do ar na rotina informativa a par com a previsão das condições meteorológicas), a actividade física deve ser evitada. Na Primavera, os indivíduos alérgicos a pólenes deverão evitar as zonas potencialmente afectadas por estes poluentes biológicos.

Relatório para escolas e habitações



UNIVERSIDADE DE AVEIRO
Departamento de Ambiente e Ordenamento

DATAS: 20-01-2006 – 27-01-2006
LOCAL: Escola EB1,2 João de Barros - Marzovelos
Quinta Cima Marzovelos
3510 - 005 Viseu



“A SAÚDE E O AR QUE RESPIRAMOS”

RELATÓRIO

| POLUENTE MONITORIZADO | VALOR MEDIDO | VALOR LIMITE | |
|---|--------------|---|--|
| DIÓXIDO DE AZOTO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | 10 | 40 ⁽¹⁾ | |
| OZONO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | N. D. | 200 ⁽²⁾ | |
| PARTÍCULAS COM DIÂMETRO INFERIOR A 10 μm - PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | 129 | 50 ⁽¹⁾ | |
| PARTÍCULAS COM DIÂMETRO INFERIOR A 2.5 μm - PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | 50.4 | 30 ⁽⁵⁾ | |
| BENZENO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | 1.4 | 5 ⁽¹⁾ | O SOMATÓRIO DAS CONCENTRAÇÕES MEDIDAS DEVE SER INFERIOR A 600 ⁽²⁾ |
| TOLUENO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | 78.7 | 300 ⁽³⁾ 3000 ⁽⁴⁾ | |
| ÉTILBENZENO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | 1.6 | --- | |
| M+P – XILENO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | 5.1 | --- | |
| O – XILENO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | 1.5 | --- | |
| FORMALDEÍDO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | 19.7 | 100 ⁽²⁾ | |

projecto saudar <http://www.dao.ua.pt/gemac/saudar/>

| | | | |
|----------------------------|-----|--------------------|--|
| RADÃO (Bq/m ³) | 219 | 400 ⁽²⁾ | |
|----------------------------|-----|--------------------|--|

N.D. – NÃO DETECTÁVEL

(1) ANEXO I DO DECRETO-LEI 111/2002 DE 16 DE ABRIL

(2) ANEXO V DO DECRETO-LEI 79/2006 DE 4 DE ABRIL

(3) RW I - Federal Environment Agency's Indoor Air Hygiene Commission (IRK)
(Agência Alemã do Ambiente) – Valor máximo recomendado dentro de habitações

(4) RW II - Federal Environment Agency's Indoor Air Hygiene Commission (IRK)
(Agência Alemã do Ambiente) – Valor máximo admissível dentro de habitações

(5) Canada Wide-Standards (CWS) for PM2.5

RECOMENDAÇÕES

FACE AO VALOR MAIS ELEVADO DE CONCENTRAÇÃO DE PM10 E PM2.5 DEVE-SE PROCEDER A UMA VENTILAÇÃO MAIS EFICAZ NO INTERIOR DO EDIFÍCIO. DEVEM-SE TOMAR MEDIDAS QUE MINIMIZEM A LIBERTAÇÃO DE PARTÍCULAS, COMO POR EXEMPLO A ADOÇÃO DE SISTEMAS DE LIMPEZA QUE EVITEM A RESSUSPENSÃO DE POEIRAS.

ANEXO F. Modelação meteorológica

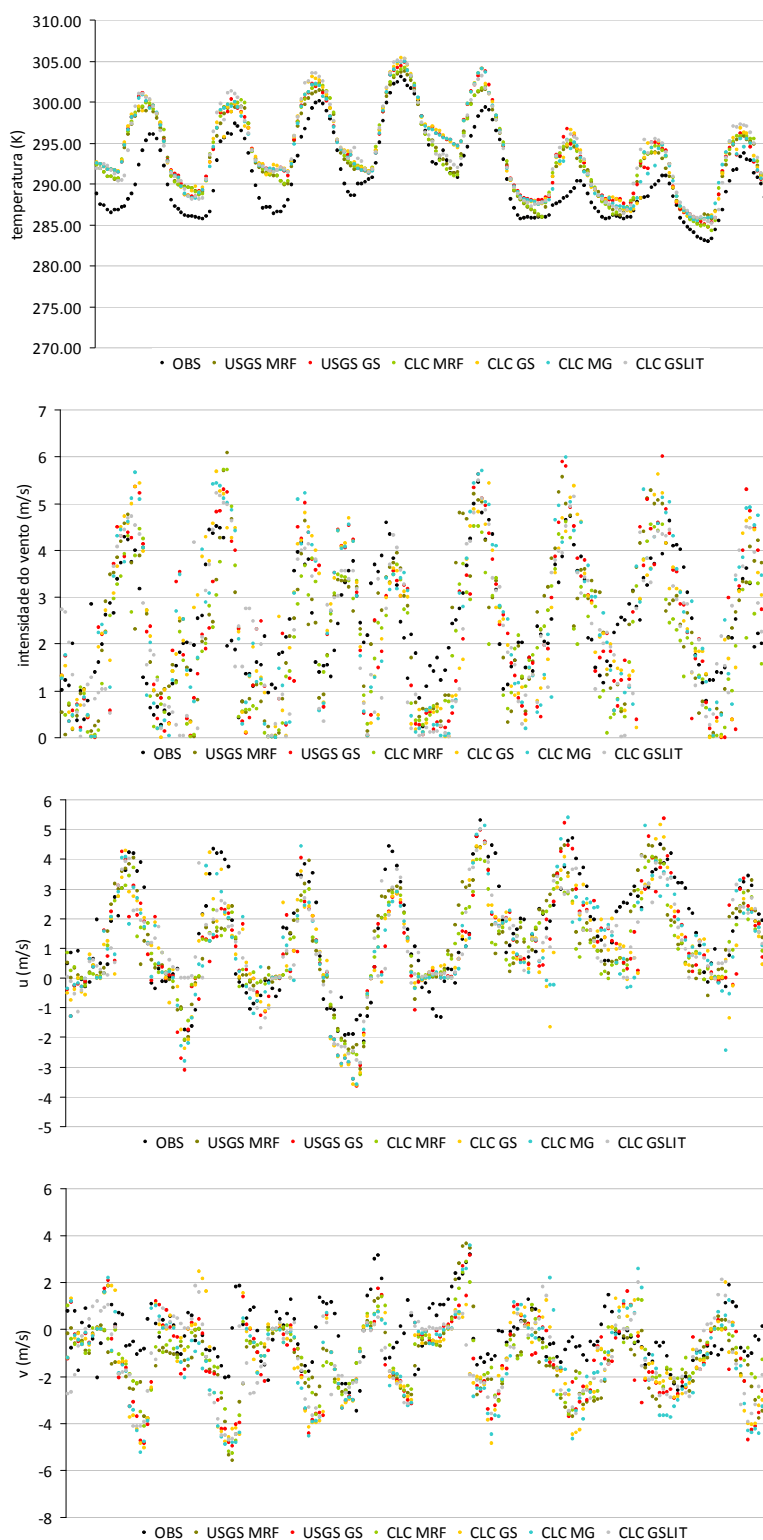


Figura F.1. Séries temporais relativas à temperatura (a), intensidade do vento (b), componente u (c) e v (d) do vento, para as diferentes configurações do modelo, para o domínio D4 e para o período de Junho de 2006.

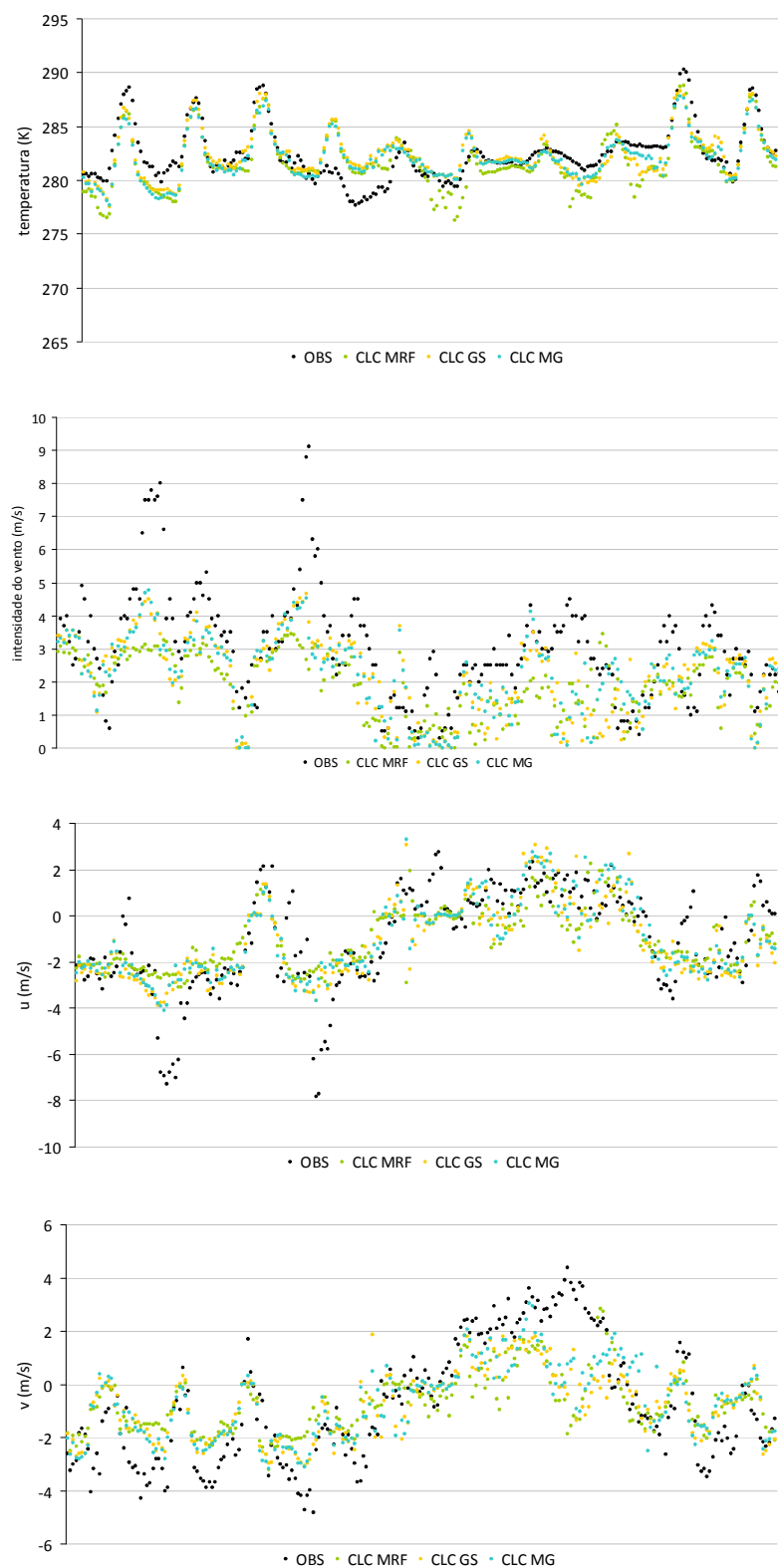


Figura F.2. Séries temporais relativas à temperatura (a), intensidade do vento (b), componente u (c) e v (d) do vento, para as diferentes configurações do modelo, para o domínio D4 e para o período de Janeiro de 2007.

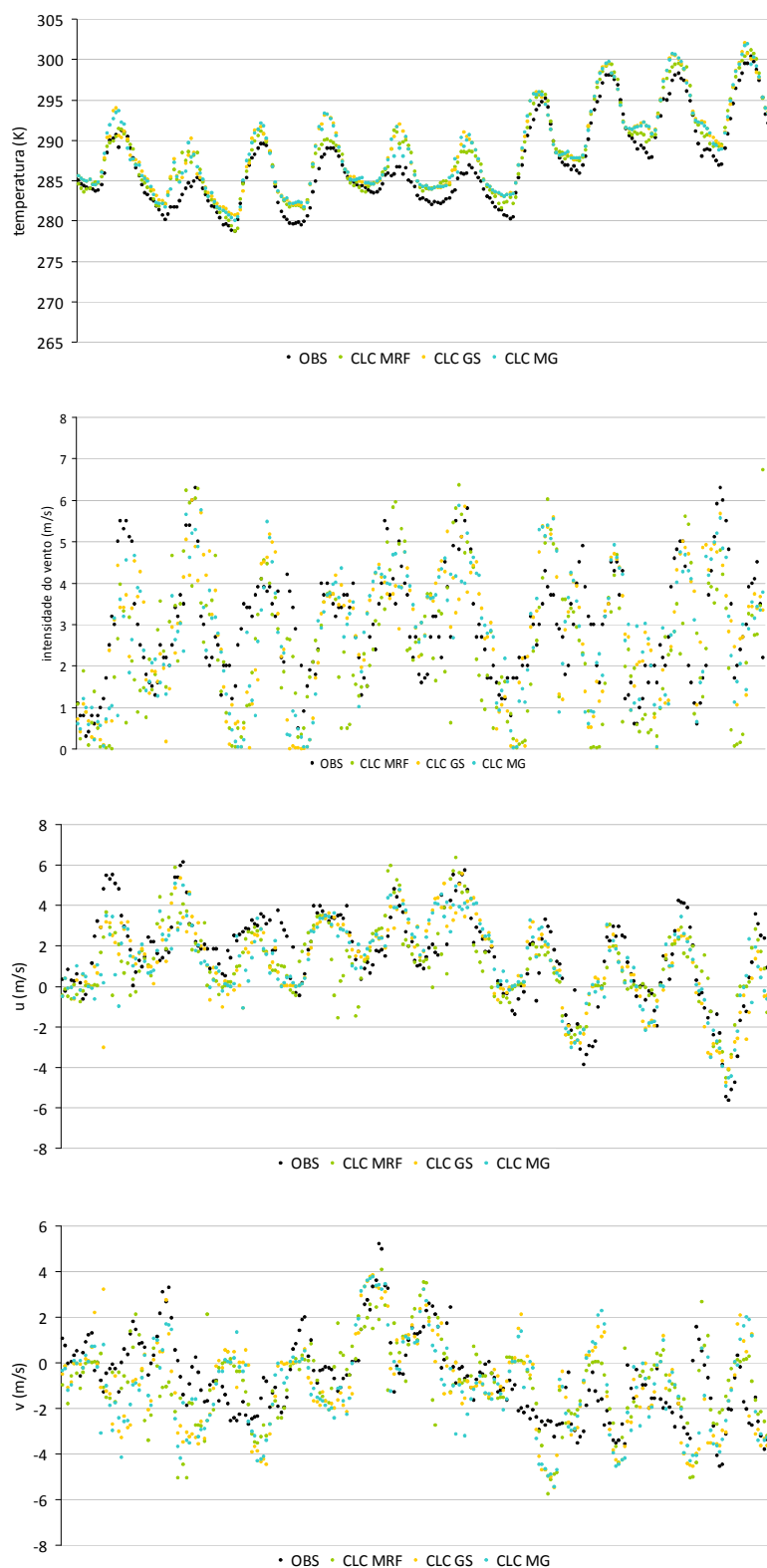


Figura F.3. Séries temporais relativas à temperatura (a), intensidade do vento (b), componente u (c) e v (d) do vento, para as diferentes configurações do modelo, para o domínio D4 e para o período de junho de 2007.

ANEXO G. Modelação da qualidade do ar

Quadro G.I. Variáveis estatísticas relativas à avaliação do desempenho do modelo CHIMERE após a correcção aditiva.

| | r (-) | E ($\mu\text{g.m}^{-3}$) | BIAS ($\mu\text{g.m}^{-3}$) |
|-----------------|-------|----------------------------|-------------------------------|
| Jan06 | | | |
| PM10 | 0,64 | 25,6 | -2,6 |
| O ₃ | 0,50 | 18,0 | 0,8 |
| NO ₂ | 0,72 | 8,9 | -0,4 |
| Jun06 | | | |
| PM10 | 0,50 | 13,6 | 3,5 |
| O ₃ | 0,80 | 19,3 | 11,7 |
| NO ₂ | 0,41 | 24,11 | -1,3 |
| Jan07 | | | |
| PM10 | 0,42 | 36,7 | -0,5 |
| O ₃ | 0,52 | 14,5 | 0,21 |
| NO ₂ | 0,63 | 18,5 | -0,2 |
| Jun07 | | | |
| PM10 | 0,41 | 12,4 | 0,3 |
| O ₃ | 0,78 | 15,7 | 9,4 |
| NO ₂ | 0,31 | 11,4 | -1,0 |

ANEXO H. Tratamento estatístico

Quadro H.1. Testes *post-hoc* por campanha para os indicadores médicos.

| Variável Dependente | (I) Campanha | (J) Campanha | Diferença de médias (I-J) | Erro padrão | Sig. |
|---------------------|--------------|--------------|---------------------------|-------------|------|
| M1 | 1,00 | 2,00 | ,088 | ,198 | ,656 |
| | | 3,00 | ,393* | ,198 | ,049 |
| | | 4,00 | ,314 | ,198 | ,116 |
| | 2,00 | 1,00 | -,088 | ,198 | ,656 |
| | | 3,00 | ,305 | ,196 | ,123 |
| | | 4,00 | ,225 | ,196 | ,253 |
| | 3,00 | 1,00 | -,393* | ,198 | ,049 |
| | | 2,00 | -,305 | ,196 | ,123 |
| | | 4,00 | -,079 | ,196 | ,687 |
| | 4,00 | 1,00 | -,314 | ,198 | ,116 |
| | | 2,00 | -,225 | ,196 | ,253 |
| | | 3,00 | ,079 | ,196 | ,687 |
| M2 | 1,00 | 2,00 | ,606 | ,193 | ,002 |
| | | 3,00 | ,791 | ,190 | ,000 |
| | | 4,00 | ,828 | ,190 | ,000 |
| | 2,00 | 1,00 | -,606 | ,193 | ,002 |
| | | 3,00 | ,185 | ,191 | ,334 |
| | | 4,00 | ,221 | ,191 | ,248 |
| | 3,00 | 1,00 | -,791 | ,190 | ,000 |
| | | 2,00 | -,185 | ,191 | ,334 |
| | | 4,00 | ,0361 | ,188 | ,848 |
| | 4,00 | 1,00 | -,828 | ,190 | ,000 |
| | | 2,00 | -,221 | ,191 | ,248 |
| | | 3,00 | -,036 | ,188 | ,848 |
| M3 | 1,00 | 2,00 | ,394 | ,192 | ,042 |
| | | 3,00 | ,730 | ,192 | ,000 |
| | | 4,00 | ,409 | ,193 | ,036 |
| | 2,00 | 1,00 | -,394 | ,192 | ,042 |
| | | 3,00 | ,335 | ,192 | ,083 |
| | | 4,00 | ,014 | ,193 | ,940 |
| | 3,00 | 1,00 | -,730 | ,192 | ,000 |
| | | 2,00 | -,335 | ,192 | ,083 |
| | | 4,00 | -,321 | ,193 | ,099 |
| | 4,00 | 1,00 | -,409 | ,193 | ,036 |
| | | 2,00 | -,014 | ,193 | ,940 |
| | | 3,00 | ,321 | ,193 | ,099 |
| M4 | 1,00 | 2,00 | ,044 | ,200 | ,824 |
| | | 3,00 | -,195 | ,200 | ,331 |
| | | 4,00 | ,154 | ,199 | ,440 |
| | 2,00 | 1,00 | -,0447 | ,200 | ,824 |
| | | 3,00 | -,240 | ,199 | ,230 |
| | | 4,00 | ,109 | ,198 | ,581 |
| | 3,00 | 1,00 | ,195 | ,200 | ,331 |
| | | 2,00 | ,240 | ,199 | ,230 |
| | | 4,00 | ,350 | ,198 | ,080 |
| | 4,00 | 1,00 | -,154 | ,199 | ,440 |
| | | 2,00 | -,109 | ,198 | ,581 |
| | | 3,00 | -,350 | ,198 | ,080 |

Quadro H.2. Testes *post-hoc* por campanha para os indicadores ambientais.

| Variável Dependente | (I) Campanha | (J) Campanha | Diferença de médias (I-J) | Erro padrão | Sig. |
|---------------------|--------------|--------------|---------------------------|-------------|------|
| A1 | 1,00 | 2,00 | ,333 | ,204 | ,105 |
| | | 3,00 | -,7259 | ,200 | ,000 |
| | | 4,00 | -,038 | ,198 | ,847 |
| | 2,00 | 1,00 | -,3333 | ,204 | ,105 |
| | | 3,00 | -1,059 | ,202 | ,000 |
| | | 4,00 | -,3716 | ,199 | ,065 |
| | 3,00 | 1,00 | ,7259 | ,200 | ,000 |
| | | 2,00 | 1,059 | ,202 | ,000 |
| | | 4,00 | ,687 | ,196 | ,001 |
| | 4,00 | 1,00 | ,0383 | ,198 | ,847 |
| | | 2,00 | ,371 | ,199 | ,065 |
| | | 3,00 | -,687 | ,196 | ,001 |
| A2 | 1,00 | 2,00 | 1,095 | ,097 | ,000 |
| | | 3,00 | -,517 | ,097 | ,000 |
| | | 4,00 | 1,712 | ,097 | ,000 |
| | 2,00 | 1,00 | -1,095 | ,097 | ,000 |
| | | 3,00 | -1,613 | ,097 | ,000 |
| | | 4,00 | ,617 | ,097 | ,000 |
| | 3,00 | 1,00 | ,5179 | ,097 | ,000 |
| | | 2,00 | 1,613 | ,097 | ,000 |
| | | 4,00 | 2,230 | ,097 | ,000 |
| | 4,00 | 1,00 | -1,712 | ,097 | ,000 |
| | | 2,00 | -,617 | ,097 | ,000 |
| | | 3,00 | -2,236 | ,097 | ,000 |
| A3 | 1,00 | 2,00 | ,335 | ,143 | ,021 |
| | | 3,00 | -1,531 | ,141 | ,000 |
| | | 4,00 | ,231 | ,139 | ,099 |
| | 2,00 | 1,00 | -,335 | ,143 | ,021 |
| | | 3,00 | -1,867 | ,142 | ,000 |
| | | 4,00 | -,1042 | ,140 | ,459 |
| | 3,00 | 1,00 | 1,531 | ,141 | ,000 |
| | | 2,00 | 1,867 | ,142 | ,000 |
| | | 4,00 | 1,763 | ,137 | ,000 |
| | 4,00 | 1,00 | -,231 | ,139 | ,099 |
| | | 2,00 | ,104 | ,140 | ,459 |
| | | 3,00 | -1,763 | ,137 | ,000 |
| A4 | 1,00 | 2,00 | ,495 | ,201 | ,015 |
| | | 3,00 | -,384 | ,198 | ,054 |
| | | 4,00 | ,637 | ,196 | ,001 |
| | 2,00 | 1,00 | -,495 | ,201 | ,015 |
| | | 3,00 | -,879 | ,199 | ,000 |
| | | 4,00 | ,141 | ,197 | ,474 |
| | 3,00 | 1,00 | ,384 | ,198 | ,054 |
| | | 2,00 | ,879 | ,199 | ,000 |
| | | 4,00 | 1,021 | ,193 | ,000 |
| | 4,00 | 1,00 | -,637 | ,196 | ,001 |
| | | 2,00 | -,141 | ,197 | ,474 |
| | | 3,00 | -1,021 | ,193 | ,000 |
| A5 | 1,00 | 2,00 | -,676 | ,211 | ,002 |
| | | 3,00 | -,284 | ,206 | ,170 |
| | | 4,00 | ,092 | ,206 | ,654 |
| | 2,00 | 1,00 | ,676 | ,211 | ,002 |
| | | 3,00 | ,392 | ,207 | ,061 |
| | | 4,00 | ,769 | ,207 | ,000 |
| | 3,00 | 1,00 | ,284 | ,206 | ,170 |
| | | 2,00 | -,392 | ,207 | ,061 |
| | | 4,00 | ,377 | ,203 | ,065 |
| | 4,00 | 1,00 | -,092 | ,206 | ,654 |
| | | 2,00 | -,769 | ,207 | ,000 |
| | | 3,00 | -,377 | ,203 | ,065 |

Quadro H.3. Testes *post-hoc* por escola para os indicadores médicos.

| Variável Dependente | (I) Escolas | (J) Escolas | Diferença de médias (I-J) | Erro padrão | Sig. |
|---------------------|-------------|-------------|---------------------------|-------------|------|
| M1 | Ranhados | Jugueiros | -,157 | ,205 | ,443 |
| | | Massorim | -,284 | ,219 | ,196 |
| | | Marzovelos | -,102 | ,232 | ,659 |
| | Jugueiros | Ranhados | ,157 | ,205 | ,443 |
| | | Massorim | -,126 | ,180 | ,485 |
| | | Marzovelos | ,055 | ,196 | ,780 |
| | Massorim | Ranhados | ,284 | ,219 | ,196 |
| | | Jugueiros | ,126 | ,180 | ,485 |
| | | Marzovelos | ,181 | ,210 | ,390 |
| | Marzovelos | Ranhados | ,102 | ,232 | ,659 |
| | | Jugueiros | -,055 | ,196 | ,780 |
| | | Massorim | -,181 | ,210 | ,390 |
| M2 | Ranhados | Jugueiros | -,014 | ,235 | ,951 |
| | | Massorim | -,078 | ,255 | ,760 |
| | | Marzovelos | ,087 | ,269 | ,747 |
| | Jugueiros | Ranhados | ,014 | ,235 | ,951 |
| | | Massorim | -,063 | ,212 | ,765 |
| | | Marzovelos | ,101 | ,230 | ,659 |
| | Massorim | Ranhados | ,078 | ,255 | ,760 |
| | | Jugueiros | ,063 | ,212 | ,765 |
| | | Marzovelos | ,165 | ,250 | ,510 |
| | Marzovelos | Ranhados | -,087 | ,269 | ,747 |
| | | Jugueiros | -,101 | ,230 | ,659 |
| | | Massorim | -,165 | ,250 | ,510 |
| M3 | Ranhados | Jugueiros | ,147 | ,200 | ,462 |
| | | Massorim | ,370 | ,214 | ,085 |
| | | Marzovelos | -,314 | ,226 | ,167 |
| | Jugueiros | Ranhados | -,147 | ,200 | ,462 |
| | | Massorim | ,223 | ,176 | ,206 |
| | | Marzovelos | -,462 | ,191 | ,017 |
| | Massorim | Ranhados | -,370 | ,214 | ,085 |
| | | Jugueiros | -,223 | ,176 | ,206 |
| | | Marzovelos | -,685 | ,205 | ,001 |
| | Marzovelos | Ranhados | ,314 | ,226 | ,167 |
| | | Jugueiros | ,462 | ,191 | ,017 |
| | | Massorim | ,685 | ,205 | ,001 |
| M4 | Ranhados | Jugueiros | ,439 | ,204 | ,033 |
| | | Massorim | ,283 | ,217 | ,193 |
| | | Marzovelos | ,148 | ,230 | ,520 |
| | Jugueiros | Ranhados | -,439 | ,204 | ,033 |
| | | Massorim | -,155 | ,180 | ,388 |
| | | Marzovelos | -,291 | ,195 | ,138 |
| | Massorim | Ranhados | -,283 | ,217 | ,193 |
| | | Jugueiros | ,155 | ,180 | ,388 |
| | | Marzovelos | -,135 | ,209 | ,517 |
| | Marzovelos | Ranhados | -,148 | ,230 | ,520 |
| | | Jugueiros | ,291 | ,195 | ,138 |
| | | Massorim | ,135 | ,209 | ,517 |
| M5 | Ranhados | Jugueiros | ,238 | ,285 | ,405 |
| | | Massorim | ,180 | ,307 | ,558 |
| | | Marzovelos | ,080 | ,316 | ,801 |
| | Jugueiros | Ranhados | -,238 | ,285 | ,405 |
| | | Massorim | -,057 | ,261 | ,827 |
| | | Marzovelos | -,158 | ,272 | ,562 |
| | Massorim | Ranhados | -,180 | ,307 | ,558 |
| | | Jugueiros | ,057 | ,261 | ,827 |
| | | Marzovelos | -,100 | ,295 | ,734 |
| | Marzovelos | Ranhados | -,080 | ,316 | ,801 |
| | | Jugueiros | ,158 | ,272 | ,562 |
| | | Massorim | ,100 | ,295 | ,734 |

Quadro H.4. Testes *post-hoc* por escola para os indicadores ambientais.

| Variável Dependente | (I) Escolas | (J) Escolas | Diferença de médias (I-J) | Erro padrão | Sig. |
|---------------------|-------------|-------------|---------------------------|-------------|------|
| A1 | Ranhados | Jugueiros | -,428 | ,225 | ,060 |
| | | Massorim | -,124 | ,233 | ,594 |
| | | Marzovelos | -,117 | ,259 | ,652 |
| | Jugueiros | Ranhados | ,428 | ,225 | ,060 |
| | | Massorim | ,303 | ,187 | ,107 |
| | | Marzovelos | ,311 | ,218 | ,156 |
| | Massorim | Ranhados | ,124 | ,233 | ,594 |
| | | Jugueiros | -,303 | ,187 | ,107 |
| | | Marzovelos | ,007 | ,226 | ,973 |
| | Marzovelos | Ranhados | ,117 | ,259 | ,652 |
| | | Jugueiros | -,311 | ,218 | ,156 |
| | | Massorim | -,007 | ,226 | ,973 |
| A2 | Ranhados | Jugueiros | -,173 | ,199 | ,368 |
| | | Massorim | -,563 | ,209 | ,008 |
| | | Marzovelos | -,770 | ,227 | ,001 |
| | Jugueiros | Ranhados | ,179 | ,199 | ,368 |
| | | Massorim | -,383 | ,178 | ,032 |
| | | Marzovelos | -,590 | ,199 | ,003 |
| | Massorim | Ranhados | ,563 | ,209 | ,008 |
| | | Jugueiros | ,383 | ,178 | ,032 |
| | | Marzovelos | -,206 | ,209 | ,326 |
| | Marzovelos | Ranhados | ,770 | ,227 | ,001 |
| | | Jugueiros | ,590 | ,199 | ,003 |
| | | Massorim | ,206 | ,209 | ,326 |
| A3 | Ranhados | Jugueiros | ,240 | ,228 | ,294 |
| | | Massorim | ,140 | ,236 | ,553 |
| | | Marzovelos | ,051 | ,261 | ,844 |
| | Jugueiros | Ranhados | -,240 | ,228 | ,294 |
| | | Massorim | -,099 | ,189 | ,598 |
| | | Marzovelos | -,188 | ,220 | ,393 |
| | Massorim | Ranhados | -,140 | ,236 | ,553 |
| | | Jugueiros | ,099 | ,189 | ,598 |
| | | Marzovelos | -,088 | ,228 | ,699 |
| | Marzovelos | Ranhados | -,051 | ,261 | ,844 |
| | | Jugueiros | ,188 | ,220 | ,393 |
| | | Massorim | ,088 | ,228 | ,699 |
| A4 | Ranhados | Jugueiros | -,354 | ,220 | ,110 |
| | | Massorim | ,257 | ,228 | ,262 |
| | | Marzovelos | -,301 | ,253 | ,237 |
| | Jugueiros | Ranhados | ,354 | ,220 | ,110 |
| | | Massorim | ,612 | ,183 | ,001 |
| | | Marzovelos | ,0538 | ,213 | ,802 |
| | Massorim | Ranhados | -,257 | ,228 | ,262 |
| | | Jugueiros | -,612 | ,183 | ,001 |
| | | Marzovelos | -,558 | ,221 | ,013 |
| | Marzovelos | Ranhados | ,301 | ,253 | ,237 |
| | | Jugueiros | -,0535 | ,213 | ,802 |
| | | Massorim | ,558 | ,221 | ,013 |
| A5 | Ranhados | Jugueiros | -,300 | ,227 | ,188 |
| | | Massorim | -,0190 | ,235 | ,933 |
| | | Marzovelos | -,158 | ,260 | ,545 |
| | Jugueiros | Ranhados | ,300 | ,227 | ,188 |
| | | Massorim | ,280 | ,188 | ,138 |
| | | Marzovelos | ,142 | ,219 | ,517 |
| | Massorim | Ranhados | ,019 | ,235 | ,933 |
| | | Jugueiros | -,280 | ,188 | ,138 |
| | | Marzovelos | -,138 | ,227 | ,544 |
| | Marzovelos | Ranhados | ,158 | ,260 | ,545 |
| | | Jugueiros | -,142 | ,219 | ,517 |
| | | Massorim | ,138 | ,227 | ,544 |

Quadro H.5. Testes Mann-Whitney (*rankings*) por estação para os indicadores médicos.

| | Estação2 | N | Média dos Rankings | Soma dos Rankings |
|----|----------|-----|--------------------|-------------------|
| M1 | ,00 | 102 | 101,83 | 10387,00 |
| | 1,00 | 100 | 101,16 | 10116,00 |
| | Total | 202 | | |
| M2 | ,00 | 99 | 90,45 | 8954,50 |
| | 1,00 | 100 | 109,46 | 10945,50 |
| | Total | 199 | | |
| M3 | ,00 | 101 | 99,77 | 10076,50 |
| | 1,00 | 102 | 104,21 | 10629,50 |
| | Total | 203 | | |
| M4 | ,00 | 101 | 96,09 | 9705,00 |
| | 1,00 | 99 | 105,00 | 10395,00 |
| | Total | 200 | | |
| M5 | ,00 | 70 | 49,15 | 3440,50 |
| | 1,00 | 33 | 58,05 | 1915,50 |
| | Total | 103 | | |

Quadro H.6. Testes Mann-Whitney (*rankings*) por estação para os indicadores ambientais.

| | Estação2 | N | Média dos Rankings | Soma dos Rankings |
|----|----------|-----|--------------------|-------------------|
| A1 | ,00 | 87 | 69,94 | 6085,00 |
| | 1,00 | 86 | 104,26 | 8966,00 |
| | Total | 173 | | |
| A2 | ,00 | 96 | 49,44 | 4746,00 |
| | 1,00 | 96 | 143,56 | 13782,00 |
| | Total | 192 | | |
| A3 | ,00 | 87 | 48,74 | 4240,00 |
| | 1,00 | 86 | 125,71 | 10811,00 |
| | Total | 173 | | |
| A4 | ,00 | 87 | 60,90 | 5298,00 |
| | 1,00 | 86 | 113,41 | 9753,00 |
| | Total | 173 | | |
| A5 | ,00 | 86 | 90,67 | 7798,00 |
| | 1,00 | 87 | 83,37 | 7253,00 |
| | Total | 173 | | |

Quadro H.7. Testes Mann-Whitney (*rankings*) por sexo para os indicadores médicos.

| | Sexo | N | Média dos Rankings | Soma dos Rankings |
|----|-----------|-----|--------------------|-------------------|
| M1 | Feminino | 90 | 83,37 | 7503,00 |
| | Masculino | 112 | 116,07 | 13000,00 |
| | Total | 202 | | |
| M2 | Feminino | 90 | 100,34 | 9031,00 |
| | Masculino | 109 | 99,72 | 10869,00 |
| | Total | 199 | | |
| M3 | Feminino | 92 | 101,79 | 9364,50 |
| | Masculino | 111 | 102,18 | 11341,50 |
| | Total | 203 | | |
| M4 | Feminino | 88 | 98,08 | 8631,00 |
| | Masculino | 112 | 102,40 | 11469,00 |
| | Total | 200 | | |
| M5 | Feminino | 48 | 53,08 | 2548,00 |
| | Masculino | 55 | 51,05 | 2808,00 |
| | Total | 103 | | |

Quadro H.8. Testes Mann-Whitney (*rankings*) por sexo para os indicadores ambientais.

| | Sexo | N | Média dos Rankings | Soma dos Rankings |
|----|-----------|-----|--------------------|-------------------|
| A1 | Feminino | 79 | 81,28 | 6421,00 |
| | Masculino | 94 | 91,81 | 8630,00 |
| | Total | 173 | | |
| A2 | Feminino | 88 | 100,83 | 8873,00 |
| | Masculino | 104 | 92,84 | 9655,00 |
| | Total | 192 | | |
| A3 | Feminino | 79 | 87,81 | 6937,00 |
| | Masculino | 94 | 86,32 | 8114,00 |
| | Total | 173 | | |
| A4 | Feminino | 79 | 86,59 | 6840,50 |
| | Masculino | 94 | 87,35 | 8210,50 |
| | Total | 173 | | |
| A5 | Feminino | 79 | 91,42 | 7222,00 |
| | Masculino | 94 | 83,29 | 7829,00 |
| | Total | 173 | | |

Quadro H.9. Testes Mann-Whitney (*rankings*) por perfil para os indicadores médicos.

| | Perfil | N | Média dos Rankings | Soma dos Rankings |
|----|------------|-----|--------------------|-------------------|
| M1 | Sub-urbano | 110 | 97,58 | 10733,50 |
| | Urbano | 92 | 106,19 | 9769,50 |
| | Total | 202 | | |
| M2 | Sub-urbano | 111 | 99,02 | 10991,50 |
| | Urbano | 88 | 101,23 | 8908,50 |
| | Total | 199 | | |
| M3 | Sub-urbano | 111 | 98,99 | 10988,00 |
| | Urbano | 92 | 105,63 | 9718,00 |
| | Total | 203 | | |
| M4 | Sub-urbano | 108 | 98,01 | 10585,00 |
| | Urbano | 92 | 103,42 | 9515,00 |
| | Total | 200 | | |
| M5 | Sub-urbano | 56 | 51,74 | 2897,50 |
| | Urbano | 47 | 52,31 | 2458,50 |
| | Total | 103 | | |

Quadro H.10. Testes Mann-Whitney (*rankings*) por perfil para os indicadores ambientais.

| | Perfil | N | Média dos Rankings | Soma dos Rankings |
|----|------------|-----|--------------------|-------------------|
| A1 | Sub-urbano | 91 | 89,04 | 8103,00 |
| | Urbano | 82 | 84,73 | 6948,00 |
| | Total | 173 | | |
| A2 | Sub-urbano | 104 | 85,13 | 8854,00 |
| | Urbano | 88 | 109,93 | 9674,00 |
| | Total | 192 | | |
| A3 | Sub-urbano | 91 | 83,24 | 7575,00 |
| | Urbano | 82 | 91,17 | 7476,00 |
| | Total | 173 | | |
| A4 | Sub-urbano | 91 | 93,91 | 8546,00 |
| | Urbano | 82 | 79,33 | 6505,00 |
| | Total | 173 | | |
| A5 | Sub-urbano | 91 | 87,45 | 7958,00 |
| | Urbano | 82 | 86,50 | 7093,00 |
| | Total | 173 | | |

Quadro H.II. Testes Mann-Whitney (*rankings*) por alergia para os indicadores médicos.

| | Alergia | N | Média dos Rankings | Soma dos Rankings |
|----|----------|-----|--------------------|-------------------|
| M1 | Negativo | 123 | 111,02 | 13655,50 |
| | Positivo | 79 | 86,68 | 6847,50 |
| | Total | 202 | | |
| M2 | Negativo | 119 | 86,00 | 10233,50 |
| | Positivo | 80 | 120,83 | 9666,50 |
| | Total | 199 | | |
| M3 | Negativo | 123 | 108,74 | 13375,00 |
| | Positivo | 80 | 91,64 | 7331,00 |
| | Total | 203 | | |
| M4 | Negativo | 123 | 88,35 | 10867,00 |
| | Positivo | 77 | 119,91 | 9233,00 |
| | Total | 200 | | |
| M5 | Negativo | 61 | 48,99 | 2988,50 |
| | Positivo | 42 | 56,37 | 2367,50 |
| | Total | 103 | | |

Quadro H.12. Testes Mann-Whitney (*rankings*) por alergia para os indicadores ambientais.

| | Alergia | N | Média dos Rankings | Soma dos Rankings |
|----|----------|-----|--------------------|-------------------|
| A1 | Negativo | 100 | 84,26 | 8426,00 |
| | Positivo | 73 | 90,75 | 6625,00 |
| | Total | 173 | | |
| A2 | Negativo | 112 | 98,01 | 10977,00 |
| | Positivo | 80 | 94,39 | 7551,00 |
| | Total | 192 | | |
| A3 | Negativo | 100 | 84,71 | 8471,00 |
| | Positivo | 73 | 90,14 | 6580,00 |
| | Total | 173 | | |
| A4 | Negativo | 100 | 82,11 | 8211,00 |
| | Positivo | 73 | 93,70 | 6840,00 |
| | Total | 173 | | |
| A5 | Negativo | 100 | 90,64 | 9064,00 |
| | Positivo | 73 | 82,01 | 5987,00 |
| | Total | 173 | | |

